

Erhöhte Strahlenexpositionen der allgemeinen Bevölkerung durch bergbauliche Aktivitäten

Von der Fakultät für Mathematik und Physik
der Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover
zur Erlangung des Grades eines

Doktors der Naturwissenschaften
Dr. rer. nat.

genehmigte Dissertation von

Dipl.-Phys. Carsten Wanke

geboren am 15. Februar 1977 in Stadthagen

2008

Referent: Prof. Dr. Rolf Michel
Korreferent: PD Dr. Ingo Leya
Tag der Promotion: 25. November 2008

Kurzzusammenfassung

Der größte Anteil der Strahlenexposition des Menschen wird durch natürliche Radioaktivität und natürliche Strahlung verursacht. Die jährliche Exposition aus natürlichen Quellen beträgt in Deutschland im Mittel 2,1 mSv, wobei der größte Anteil von natürlichen Radionukliden in Boden, Luft und Nahrungsmitteln verursacht wird.

Die Strahlenexposition aus natürlicher Radioaktivität zeigt regional eine beträchtliche Variabilität. Diese Variabilität resultiert aus erheblichen Konzentrationsunterschieden natürlicher Radionuklide in Boden und Luft. Diese Konzentrationsunterschiede sind im Wesentlichen natürlich bedingt, aber es gibt auch anthropogene Prozesse, die geeignet sind, natürliche Radionuklide anzureichern. Insbesondere die Gewinnung und Verarbeitung natürlicher Rohstoffe kann Anreicherungen von Radionukliden in Rückständen und Produkten verursachen, die zu Strahlenexpositionen der allgemeinen Bevölkerung führen. Für diese Strahlenexposition gilt seit der Novellierung der Strahlenschutzverordnung [110] im Jahr 2001 ein Richtwert von 1 mSv im Kalenderjahr.

In dieser Arbeit werden Einflüsse von Steinkohle- und Uranbergbau auf die potentielle Strahlenexposition des Menschen dargestellt. Aus dem Steinkohlebergbau wurden Kontaminationssituationen im Gebiet der Fossa Eugenia und des Rheinberger Altrheins sowie an der Lippe im Bereich um Marl, beide in Nordrhein-Westfalen, untersucht. Einflüsse des Uranbergbaus auf die radiologische Situation wurden für die Stadt Lengenfeld in Sachsen und die Stadt Mailuuusuu in Kirgisistan analysiert. Die Ergebnisse von eigenen Untersuchungen sowie Fremd- und Literaturdaten zur Verteilung natürlicher Radionuklide in verschiedenen Umweltkompartimenten aus den Untersuchungsgebieten des Steinkohle- und des Uranerzbergbaus wurden für Modellierungen der potentiellen Strahlenexpositionen verwendet.

Schwerpunkt bei der Modellierung war die realistische Ermittlung der Strahlenexpositionen sowie die Problematik der Verwendung von Punktschätzern. Diese werden trotz der erheblichen Variabilitäten bei realistischen Annahmen derzeit benutzt und sind auch für rechtliche und verwaltungstechnische Beurteilungen vorgeschrieben. Die Verwendung von Verteilungen, die auch Unsicherheiten in den Eingangsgrößen berücksichtigen, und Monte-Carlo-Simulationen lassen dagegen eine realistischere Ermittlung der Strahlenexpositionen und die Beurteilung von Schwankungsbereichen zu. Erstmals wurden dabei die bergbaulich bedingten Zusatzdosen als Wahrscheinlichkeitsverteilungen modelliert.

Schlüsselworte: Strahlenexposition, natürliche Radionuklide, Steinkohlebergbau, Uranerzbergbau

Kurzzusammenfassung

Abstract

Natural radioactivity and natural radiation causes the largest part of the human radiation exposure. The mean annual exposure in Germany due to natural sources amounts to 2,1 mSv. Most of the exposure results from natural radionuclides in soil, air and foodstuff.

The natural radiation exposure shows a large variability. This variability is due to regional differences in the concentrations of radionuclides in soil and air. These concentration differences are largely of natural origin, but human actions are also able to cause elevated natural radioactivity. Mining and milling of raw materials can lead to enhanced concentrations of natural radioactivity in products and residues. These can lead to exposures for members of the public. The German Radiation Protection Ordinance (Strahlenschutzverordnung [110]) states a guideline value of 1 mSv per year for these exposures.

This thesis presents the influences of hard coal and uranium mining and milling on the human radiation exposure. For this, contaminations from hard coal mining in the area of the Fossa Eugenia and the Rheinberger Altrhein, and in the area of the river Lippe in the vicinity of Marl in North Rhine-Westphalia, Germany, were assessed as well as contaminations from uranium mining and milling in the city of Lengenfeld, Germany, and the city of Mailuuusuu, Kyrgyzstan. The results of own measurements and literature data were used for modelling the potential radiation exposures resulting from these contaminations.

The calculation of radiation exposures was focused on realistic modelling and the problems arising from the use of point estimates. These point estimates are still used for legal and administrative purposes, even though radioactivity and radiation exposures show large variability. The use of parameter distributions, that respect parameter uncertainties, and Monte-Carlo-simulations allows a more realistic modelling of the resulting radiation exposures and the evaluation of variability. In this thesis, the resulting additional radiation exposure were modelled as probability distributions for the first time.

Keywords: radiation exposure, natural radionuclides, hard coal mining, uranium mining

Abstract

Inhaltsverzeichnis

Kurzzusammenfassung	iii
Abstract	v
1 Einleitung	1
1.1 Steinkohlebergbau in Nordrhein-Westfalen	2
1.1.1 Das Gebiet der Fossa Eugeniana	2
1.1.2 Die Lippe im Bereich Marl	5
1.2 Uranbergbau	5
1.2.1 Lengenfeld in Sachsen	6
1.2.2 Mailuusuu in Kirgisistan	8
1.3 Die Ermittlung von Strahlenexpositionen	10
2 Ziel der Arbeit	13
3 Grundlagen zu Radionukliden in der Umwelt	15
3.1 Grundlagen der Radioaktivität	15
3.1.1 Zerfallsgesetz	15
3.1.2 Radioaktive Gleichgewichte	15
3.2 Radionuklide in der Umwelt	19
3.2.1 Natürliche Radionuklide	19
3.2.2 Künstliche Radionuklide	23
3.3 Erhöhte Aktivitäten natürlicher Radionuklide	24
3.4 Gleich- und Ungleichgewichte	25
3.4.1 Ungleichgewichte in der Uran-Radium-Zerfallsreihe	26
3.4.2 Das Verhältnis Ra-228/Ra-226	26
4 Experimentelles	29
4.1 Ortsdosisleistung	29
4.1.1 Grundlagen	29
4.1.2 Messungen der Ortsdosisleistung	31
4.2 Probenahme und -aufbereitung	32
4.2.1 Wasserproben	32
4.2.2 Sedimente	32
4.2.3 Böden	33
4.2.4 Biomaterialien	33
4.3 Gammaspektrometrie	34

4.3.1	Wechselwirkung von Gammastrahlung mit Materie	34
4.3.2	Aufbau und Funktionsweise von Germanium-Halbleiterdetektor-Systemen	37
4.3.3	Spektrenauswertung	40
4.3.4	Energiekalibrierung	40
4.3.5	Halbwertsbreitenkalibrierung	40
4.3.6	Kalibrierung hinsichtlich der Nachweiswahrscheinlichkeit	41
4.3.7	Selbstabsorptionseffekte	42
4.3.8	Summationseffekte und deren Korrektur	43
4.3.9	Nulleffekte	44
4.3.10	Gammaspektrometrie natürlicher Radionuklide und von Cs-137	45
4.4	Qualitätssicherung	52
4.4.1	Ortsdosisleistung	52
4.4.2	Doppelbestimmungen und Wiederholungsmessungen	52
4.4.3	Ringvergleiche	53
4.5	Messunsicherheiten und charakteristische Grenzen bei Kernstrahlungsmessungen	57
4.5.1	Grundlegendes zu Messunsicherheiten	57
4.5.2	Grundlagen der charakteristischen Grenzen	58
4.5.3	Die Erkennungsgrenze	59
4.5.4	Die Nachweisgrenze	60
4.5.5	Die Vertrauensgrenzen	60
4.5.6	Bester Schätzwert	60
4.5.7	Charakteristische Grenzen in der Gammaspektrometrie	61
5	Grundlagen der Modellierung	63
5.1	Realismus und Konservativität	63
5.2	Dosisbegriffe und -messgrößen	64
5.3	Die Berechnungsgrundlagen Bergbau	65
5.3.1	Anwendungsbereiche und Grundsätze	65
5.3.2	Expositionsszenarien und -pfade	66
5.3.3	Anwendung	67
5.4	Andere Modelle	68
5.4.1	Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu §47 der Strahlenschutzverordnung	68
5.4.2	ECOSYS-87	68
5.4.3	FARMLAND	69
5.4.4	PATHWAY	69
6	Grundlagen der Statistik und der Probabilistik	71
6.1	Punktschätzer und Verteilungen	71
6.1.1	Der multiplikative Grenzwertsatz der Statistik	72
6.1.2	Die Normalverteilung	73
6.1.3	Die logarithmische Normalverteilung	74
6.2	Monte-Carlo-Simulationen	76
7	Steinkohlebergbau	77

7.1	Fossa Eugeniana	77
7.1.1	Messungen	77
7.1.2	Ergebnisse	82
7.2	Lippe	92
7.2.1	Untersuchungen	92
7.2.2	Ergebnisse	94
7.3	Zusammenfassende Betrachtung	99
7.3.1	Fossa Eugeniana	100
7.3.2	Lippe im Bereich Marl	101
7.3.3	Vergleich der Messergebnisse von Fossa Eugeniana und Lippe	101
7.3.4	Geogener Hintergrund	104
7.4	Verfügbarkeit von Radium	106
8	Uranbergbau	109
8.1	Uranbergbau in Sachsen am Beispiel Lengenfeld	109
8.1.1	Untersuchungen	109
8.1.2	Ortsdosisleistung	109
8.1.3	Proben aus dem Lenkteich	112
8.1.4	Sedimente	115
8.1.5	Bodenproben	122
8.1.6	Zusammenfassende Betrachtung	126
8.2	Kirgisistan	127
8.2.1	Untersuchungen	127
8.2.2	Tailingmaterialien	127
8.2.3	Wasserproben	132
8.2.4	Sedimente und Oberboden	141
9	Modellierung von Strahlenexpositionen	145
9.1	Expositionspfade	145
9.1.1	Externe Bestrahlung	145
9.1.2	Direktingestion von Boden	147
9.1.3	Inhalation von Staub	150
9.1.4	Ingestion von Lebensmitteln und von Trinkwasser	152
9.1.5	Muttermilch/Säuglingsnahrung	159
9.2	Natürliche Strahlenexpositionen in Niedersachsen	159
9.3	Fossa Eugeniana	164
9.3.1	Ableitung repräsentativer Werte für die Modellierung	164
9.3.2	Punktschätzer	167
9.3.3	Verteilungen	168
9.4	Lippe	172
9.4.1	Ableitung repräsentativer Werte für die Modellierung	172
9.4.2	Punktschätzer	172
9.4.3	Verteilungen	174
9.5	Lengenfeld	175

9.5.1	Ableitung repräsentativer Werte für die Modellierung	175
9.5.2	Garten am Plohnbach	179
9.5.3	Übungsplatz	181
9.5.4	Lenkteich	181
9.6	Kirgisistan	185
9.7	Konsequenzen für die Modellierung	193
9.7.1	Realismus bei der Festlegung von Parametern	193
9.7.2	Probleme mit Punktschätzern	194
9.7.3	Verteilungen von Parametern	194
9.7.4	Rechtlicher Umgang	194
10	Zusammenfassung und Ausblick	197
A	Tabellen	203
B	Berechnung der Erkennungs- und Nachweisgrenze für die Gammaspektrometrie	223
C	Herstellung von Kalibrierquellen	225
C.1	Herstellung von Volumenquellen	225
C.2	Herstellung von flächenhaften Kalibrierquellen	226
	Literaturverzeichnis	227
	Abkürzungsverzeichnis	239
	Danksagung	241
	Lebenslauf	243
	Wissenschaftliche Publikationen	245

Tabellenverzeichnis

1.1	Aktivitäten in Schlämmen aus der Grubenwasser-Aufbereitung	4
1.2	Abgabemengen und Ra-226-Aktivitätskonzentrationen von Steinkohlebergwerken im Ruhrgebiet (1995/96), nach [30]	4
4.1	Verwendete Ortsdosisleistungs-Messgeräte	32
4.2	Zur Messung natürlicher Radionuklide und von Cs-137 verwendete Gammalinien	47
4.3	In Wasser-Ringversuchen des BfS analysierte Nuklide	53
7.1	Probenahmestellen Grundwässer im Bereich Fossa Eugeniana und Rheinberger Altrhein	80
7.2	Probenahmestellen Oberflächenwässer im Bereich Fossa Eugeniana und Rhein- berger Altrhein	81
7.3	Statistische Auswertung von Messungen der Ortsdosisleistung im Bereich Fossa Eugeniana und Rheinberger Altrhein	83
7.4	Statistische Daten von Messungen der Ortsdosisleistung an der Lippe im Bereich Marl	94
7.5	Spezifische Aktivitäten in geogenen Böden und Sedimenten	105
8.1	Statistische Auswertung von Messungen der Ortsdosisleistung im Bereich Len- genfeld, nach [88]	110
8.2	Statistische Daten von geogenen Sedimentproben aus Lengenfeld	117
8.3	Statistische Daten von geogenen Bodenproben aus Sachsen	125
8.4	Beschreibung der Wasser-Probenahmestellen in Mailuusuu, nach [54]	143
8.5	Übersicht über Wasseranalysen von Proben aus Mailuusuu	144
9.1	Expositionszeiten nach Berechnungsgrundlagen Bergbau [106, 109]	146
9.2	Konversionsfaktoren $f_{\text{Kon},j}$ nach Berechnungsgrundlagen Bergbau [106, 109] . .	147
9.3	Ingestionsdosiskoeffizienten $g_{\text{Ing},r,j}$ nach Berechnungsgrundlagen Bergbau [106, 109]	148
9.4	Bodenaufnahmeraten $U_{\text{Bo},j}$ nach Berechnungsgrundlagen Bergbau [106, 109] . .	149
9.5	Bodenaufnahmeraten $U_{\text{Bo},j}$ nach Bothe [10]	149
9.6	Inhalationsdosiskoeffizienten $g_{\text{Inh},r,j}$ nach Berechnungsgrundlagen Bergbau [106, 109]	151
9.7	Atemratenraten $\dot{V}_j$ nach Berechnungsgrundlagen Bergbau [106, 109]	151
9.8	Jahresverbrauch an Lebensmitteln nach Strahlenschutzverordnung [110]	153
9.9	Parameter der Verzehrsgewohnheiten bei angenommener Lognormalverteilung .	155
9.10	Transferfaktoren nach BerGBergbau [106, 109]	156
9.11	Werte zur Berechnung des Radionuklidtransportes nach BerGBergbau [106, 109]	158

9.12	Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Gesamt- und Säuglingsnahrung [115] . . .	160
9.13	Aktivitäten natürlicher Radionuklide in niedersächsischem Trinkwasser [115] . . .	160
9.14	Natürliche Jahresdosen für Niedersachsen	163
9.15	Dosis durch Radonexposition und Gesamtjahresdosis für Niedersachsen	164
9.16	Modelldaten für Fossa Eugenia und Rheinberger Altrhein	165
9.17	Bergbaubedingte zusätzliche Dosen für den Bereich Fossa Eugenia und Rheinberger Altrhein, ermittelt mit Punktschätzern	168
9.18	Geogene und erhöhte Bruttoexposition am Rheinberger Altrhein durch Aufenthalt auf kontaminiertem Material, ermittelt durch Monte-Carlo-Simulationen	169
9.19	Bergbaubedingte zusätzliche Dosen am Rheinberger Altrhein, ermittelt mit Monte-Carlo-Simulationen	171
9.20	Modelldaten für die Expositionsszenarien zum Bereich Lippe	172
9.21	Bergbaubedingte zusätzliche Jahresdosen für den Bereich Lippe, berechnet mit Punktschätzern	173
9.22	Bergbaubedingte zusätzliche Jahresdosen für den Bereich Lippe, berechnet über Monte-Carlo-Simulationen	176
9.23	Modelldaten für die Expositionsszenarien im Bereich Lengenfeld	177
9.24	Bergbaubedingte zusätzliche Exposition im Garten am Plohnbach, berechnet mit Punktschätzern	179
9.25	Bergbaubedingte zusätzliche Dosen bei Aufenthalt im Garten am Plohnbach, berechnet mit Monte-Carlo-Simulationen	182
9.26	Bergbaubedingte zusätzliche Dosen für Lengenfeld, Lenkteich	183
9.27	Bergbaubedingte zusätzliche Dosen bei Aufenthalt auf dem ehemaligen Übungsplatz in Lengenfeld	184
9.28	Gesamtjahresdosen durch Wasser aus Kirgisistan	186
A.1	Eingesetzte Reinstgermanium-Halbleiterdetektoren	203
A.2	Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide in Grundwässern aus dem Bereich Fossa Eugenia und Rheinberger Altrhein, nach [38]	204
A.3	Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide in Oberflächenwässern (unfiltriert) aus dem Bereich Fossa Eugenia und Rheinberger Altrhein, nach [38]	205
A.4	Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide in Oberflächenwässern (filtriert) aus dem Bereich Fossa Eugenia und Rheinberger Altrhein, nach [38]	206
A.5	Aktivitätskonzentrationen von Pb-210 und Po-210 in Grund- und Oberflächenwässern aus dem Bereich Fossa Eugenia und Rheinberger Altrhein, nach [53]	207
A.6	Spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Sedimenten aus dem Bereich Fossa Eugenia und Rheinberger Altrhein	208
A.7	Spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Bodenproben aus dem Bereich Fossa Eugenia und Rheinberger Altrhein	209
A.8	Spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Biomaterialien aus dem Bereich Fossa Eugenia und Rheinberger Altrhein, bezogen auf die Frischmasse	210
A.9	Spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Bodenproben aus dem Bereich Marl an der Lippe	211

A.10	Spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Bodenprofilen aus dem Bereich Marl an der Lippe	212
A.11	Spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Proben aus dem Lenkteich	213
A.12	Spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Sedimentproben aus Lengenfeld	214
A.13	Spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Bodenproben aus Lengenfeld	215
A.14	Spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide in geogenen Proben aus Sachsen	216
A.15	Spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Proben von Tailingmaterial aus Mailuusuu	217
A.16	Ergebnisse der gammaspektrometrischen Untersuchungen von Wasserproben aus Mailuusuu	218
A.17	Ergebnisse der Analysen auf Pb-210, Po-210 und Ra-226 der Wasserproben aus Mailuusuu [53]	219
A.18	Aktivitätskonzentrationen von U-238 und Th-232 in den Wasserproben aus Kirgistan, gemessen von der BGR mit ICP-MS	220
A.19	Spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Sedimentproben aus Kirgistan	221

Abbildungsverzeichnis

1.1	Gebiet der Fossa Eugeniana und des Rheinberger Altrheins	2
1.2	Schematische Darstellung des Untersuchungsgebietes Lippe, nach [94]	5
1.3	Lage der Verdachtsfläche Lengenfeld in Sachsen, aus [25]	7
1.4	Fliessschema der Gewässer in Lengenfeld, aus [121]	8
1.5	Kirgisistan	9
1.6	Lage von Mailuusuu in Kirgisistan	9
3.1	Säkulares und transientes Gleichgewicht	16
3.2	Schema der natürlichen Zerfallsreihen, nach [83]	21
4.1	Zusammenhang zwischen Ortsdosismessgrößen, aus [119].	30
4.2	Wechselwirkungseffekte von Gammastrahlung mit Materie, aus [119].	35
4.3	Relative Bedeutung der Wechselwirkungseffekte in Abhängigkeit von der Gammaenergie, aus [61].	36
4.4	Aufbau eines gammaspektrometrischen Messsystems [121]. Zur Erläuterung siehe Text.	38
4.5	Schematische Darstellung eines planaren (oben) und eines coaxialen (unten) Germanium-Kristalls, nach [61]	39
4.6	Nulleffektspektrum für Detektor Benno, Messzeit 10 Tage.	45
4.7	Nulleffektzählraten für Detektor Josef	46
4.8	Vergleich zwischen $a(\text{Th-234})$ und $a(\text{Pa-234m})$	48
4.9	Vergleich der Methoden zur Berechnung von Ra-226	49
4.10	Ergebnisse der Ringvergleiche Wasser 2004–2006 des BfS	55
4.11	Ergebnis des Ringvergleichs Boden VII/2006des BfS [92]	56
5.1	Expositionspfade gemäß Berechnungsgrundlagen Bergbau	66
6.1	Wahrscheinlichkeitsdichte der Normalverteilung und der Lognormalverteilung	74
7.1	ODL-Messpunkte am Rheinberger Altrhein	78
7.2	Bodenprobenahmeflächen am Rheinberger Altrhein	79
7.3	Histogramm der ODL-Messwerte am Altrhein	84
7.4	Zusammenhang zwischen Ra-226 und Pb-210 in Sedimenten der Fossa	86
7.5	Zusammenhang zwischen Ra-226 und Ra-228 in Sedimenten der Fossa	87
7.6	Zusammenhang zwischen Ra-226 im Boden und Ortsdosisleistung an der Fossa	88
7.7	Zusammenhang zwischen Ra-226 und Pb-210 im Boden an der Fossa	89
7.8	Zusammenhang zwischen Ra-226 und Ra-228 im Boden an der Fossa	90

7.9	ODL-Messpunkte im Untersuchungsgebiet Lippe	93
7.10	Ortsdosisleistungen $\dot{H}_x$ an der Lippe	95
7.11	Ortsdosisleistungen $\dot{H}_x$ im Verlauf der Lippe	96
7.12	Zusammenhang zwischen Ra-226 und Ortsdosisleistung an der Lippe	97
7.13	Histogramm der Ra-226-Messwerte an der Lippe	98
7.14	Zusammenhang zwischen Ra-226 und U-238 an der Lippe	99
7.15	Zusammenhang zwischen Ra-226 und Pb-210 an der Lippe	100
7.16	Zusammenhang zwischen Ra-226 und Ra-228 an der Lippe	101
7.17	Zusammenhang zwischen Ra-226 und Cs-137 an der Lippe	102
7.18	Zusammenhang zwischen Ra-226 und K-40 an der Lippe	103
7.19	Aktivitäten im Bodenprofil BP 3-30 an der Lippe	104
7.20	Aktivitäten im Bodenprofil BP 4-14 an der Lippe	104
7.21	Lippe	107
7.22	Flächennutzung an der Lippe	108
8.1	Untersuchungsgebiet Lengenfeld	111
8.2	Abstich am Plohnbach im Bereich des Lenkteiches [31][88]	113
8.3	Aktivitäten in den Abstich-Proben	114
8.4	Aktivitäten in den Lehm-Proben	115
8.5	Aktivitäten in den Tailing-Proben	116
8.6	Aktivitäten in Sedimenten des Freibachs (oben) und der Göltzsch (unten)	118
8.7	Aktivitäten in Sedimenten des Plohnbachs	119
8.8	Aktivitäten in Sedimenten sonstiger Gewässer	120
8.9	Aktivitäten in den Bodenproben	123
8.10	Zusammenhang zwischen Ra-226 und U-238 bzw. Th-230 in geogenen Böden aus Sachsen	124
8.11	Messergebnisse Tailingbohrung TBB304	128
8.12	Messergebnisse Tailingbohrung T305	129
8.13	Messergebnisse Tailingbohrung T701	130
8.14	Messergebnisse sonstige Tailingmaterialien	131
8.15	Zusammenhang zwischen Ra-226 und Barium in den Tailingproben	132
8.16	Wasser-Probenahmestellen in Mailuusuu [54]	133
8.17	Vergleich der Messungen von U-238 in Wasser mit ICP-MS und Gammaspektrometrie	134
8.18	Vergleich der Messungen von Ra-226 und Pb-210 in Wasser mit LSC [53] und Gammaspektrometrie	135
8.19	Aktivitätskonzentrationen von U-238 in Wasserproben aus Mailuusuu	136
8.20	Aktivitätskonzentrationen von Ra-226 in Wasserproben aus Mailuusuu	137
8.21	Aktivitätskonzentrationen von Pb-210 in Wasserproben aus Mailuusuu	138
8.22	Aktivitätskonzentrationen von Po-210 in Wasserproben aus Mailuusuu	139
8.23	Zusammenhang zwischen U-238 und Th-232 in Wasserproben aus Mailuusuu	140

9.1	Verteilung der Gesamtjahresdosis in Niedersachsen aus Ingestion von Nahrungsmitteln und Trinkwasser, externe Bestrahlung, Staubinhalation und Ingestion von Boden	162
9.2	Wahrscheinlichkeitsverteilung für die zusätzliche Dosis durch externe Bestrahlung, Altersgruppe 1–2 a, Bereich Bereich Lippe 0–10 m	174
9.3	Dosis durch Pb-210 für Kinder und Erwachsene durch Verzehr von Wasser aus Mailuusuu	189
9.4	Dosis durch Po-210 für Kinder und Erwachsene durch Verzehr von Wasser aus Mailuusuu	190
9.5	Dosis durch U-238, U-234 und U-235 für Kinder und Erwachsene durch Verzehr von Trinkwasser aus Mailuusuu	191
9.6	Dosis durch U-238, U-234 und U-235 für Kinder und Erwachsene durch Verzehr von Oberflächenwasser aus Mailuusuu	192
9.7	Mögliche Fälle bei der Beurteilung von Messwerten	195

Abbildungsverzeichnis

1 Einleitung

Natürliche radioaktive Stoffe sind in unserer Umwelt allgegenwärtig. Von natürlichen Radionukliden im Boden ausgehende terrestrische Strahlung sowie die Aufnahme von natürlichen Radionukliden mit der Atemluft und der Nahrung führen zu einer natürlichen Strahlenexposition, die in Deutschland etwa 1,8 mSv im Jahr beträgt. Diese macht somit den größten Teil der gesamten natürlichen Strahlenexposition von 2,1 mSv/a aus, die neben der Dosis aus natürlichen Radionukliden noch die Exposition durch die kosmische Strahlung beinhaltet [17]. Dem gegenüber steht eine zivilisatorische Strahlenexposition von in Deutschland im Mittel 1,8 mSv im Jahr. Sie wird praktisch vollständig durch die medizinische Anwendung von ionisierender Strahlung und radioaktiven Stoffen verursacht. Auch im weltweiten Mittel übersteigt die Exposition aus natürlichen Quellen mit 2,4 mSv im Jahr die zivilisatorische Exposition von durchschnittlich 0,4 mSv im Jahr¹ [114].

Die natürliche Exposition schwankt weltweit um etwa einen Faktor 3 und führt zu einer typischen Exposition von 1–10 mSv/a [114]. Neben der natürlichen Variabilität können anthropogene Prozesse zu Anreicherungen von natürlichen Radionukliden und somit zu erhöhten Expositionen führen. Mit dem Erlass der EURATOM-Grundnormen [29] im Jahre 1996 und deren Umsetzung in der Strahlenschutzverordnung im Jahre 2001 [110] sind solche Expositionen durch natürliche Radionuklide bei Tätigkeiten und auch bei Arbeiten zu berücksichtigen. Tätigkeiten sind dabei Handlungen, die die Strahlenexposition erhöhen können und bei denen der Umgang mit radioaktiven Stoffen oder ionisierenden Strahlen aufgrund ihrer Eigenschaften erfolgt. Arbeiten dagegen sind Handlungen, die, ohne Tätigkeit zu sein, bei natürlich vorkommender Radioaktivität die Strahlenexposition erhöhen können [110].

Zu diesen Arbeiten können auch die Gewinnung und Verarbeitung natürlicher Rohstoffe zählen, wenn sie zu Anreicherungen natürlicher Radionuklide führen. Dazu zählt nicht nur der in Anlage XII zur Strahlenschutzverordnung [110] explizit genannte Uranerzbergbau. Auch die Förderung anderer Rohstoffe kann zu Kontaminationen führen. So sind auch durch den Steinkohlebergbau verursachte Kontaminationen in verschiedenen Bergbaugebieten bekannt [58, 59, 60, 111, 112, 133].

In dieser Arbeit werden Kontaminationssituationen aus dem Steinkohlebergbau in Nordrhein-Westfalen und dem Uranerzbergbau in Sachsen und Kirgisistan untersucht, radiologisch bewertet und verglichen. Dazu wurden in Nordrhein-Westfalen das Gebiet der Fossa Eugenia und das Gebiet der Lippe um die Stadt Marl, die Stadt Lengenfeld in Sachsen und die Stadt Mailuuusuu in Kirgisistan ausgewählt.

¹Wegen des hohen medizinischen Standards werden in Deutschland häufiger Untersuchungen mit ionisierender Strahlung und radioaktiven Stoffen durchgeführt, deshalb ist die weltweite zivilisatorische Exposition geringer.

1.1 Steinkohlebergbau in Nordrhein-Westfalen

1.1.1 Das Gebiet der Fossa Eugeniana

Im Bereich der Fossa Eugeniana und des Rheinberger Altrheins in Nordrhein-Westfalen wurden radioaktive Kontaminationen festgestellt, die auf den Steinkohlebergbau zurückzuführen sind. Die Linksniederrheinische Entwässerungsgenossenschaft Kamp-Lintfort (LINEG), der die Unterhaltung dieser Gewässer obliegt, beauftragte daher die HGN Hydrogeologie GmbH, die Leibniz Universität Hannover und die Universitäten Würzburg und Duisburg-Essen mit der Erstellung eines Fachgutachtens [38, 39], um die Kontaminationen zu untersuchen und radiologisch zu bewerten. Die von der Universität Hannover durchgeführten Arbeiten zu diesem Gutachten sind in [122] veröffentlicht.

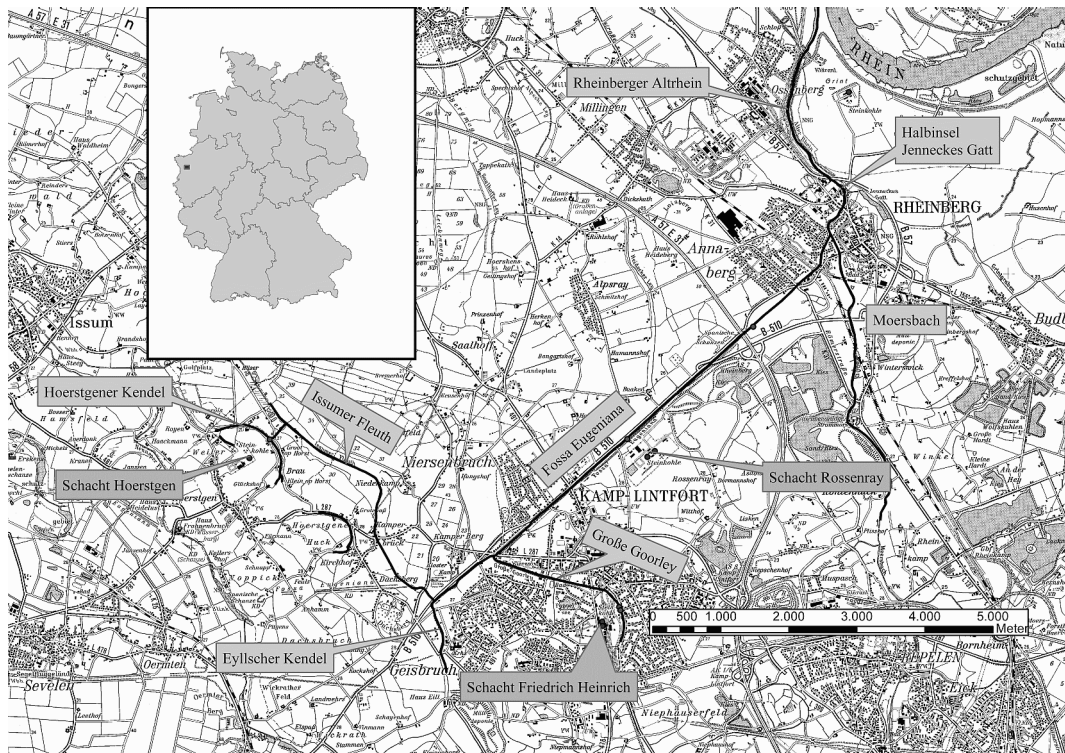


Abbildung 1.1: Gebiet der Fossa Eugeniana und des Rheinberger Altrheins

Das untersuchte Gebiet, dargestellt in Abbildung 1.1, liegt links des Niederrheins im Bereich der Städte Kamp-Lintfort und Rheinberg. In diesem Bereich liegt das Bergwerk West der RAG Deutschen Steinkohle (DSK) mit den Schächten Hoerstgen, Friedrich-Heinrich und Rossenray. Die Jahresförderung beträgt etwa 3,3 Millionen Tonnen Steinkohle im Jahr [1]. Die anfallenden Grubenwässer werden über das betrachtete Gewässersystem abgeleitet. Das Gewässersystem besteht aus:

- Hoerstgener Kendel,

- Issumer Fleuth,
- Eyllsche Kendel,
- Großer Goorley,
- Fossa Eugeniana,
- Moersbach,
- Jenneckes Gatt und
- Rheinebrger Altrhein.

Die *Hoerstgener Kendel* ist ein kleiner Bach, der die Ableitungen der Kläranlage Hoerstgen aufnimmt. Die Wässer nehmen am Zusammenfluss der beiden Teile der Hoerstgener Kendel die Ableitungen des Schachtes Hoerstgen auf und werden durch einen Durchstich in die Issumer Fleuth geleitet.

Die *Issumer Fleuth* verläuft heute in Richtung Kamp-Lintfort und passiert dabei das Pumpwerk Kamperbrück. Ab hier wird sie verrohrt geführt und in der Nähe des Klosters Kamp in die Fossa Eugeniana geleitet.

Die *Fossa Eugeniana* ist ein aus dem 17. Jahrhundert stammender, nach Isabella Clara Eugenia, der Statthalterin der spanischen Niederlande, benannter und zu Handelszwecken angelegter Kanal. Entgegen den ursprünglichen Planungen wurde der Kanal jedoch nie fertig gestellt. Die Fossa Eugeniana fließt heute in Richtung Rheinberg. Die Flusslänge im betrachteten Gebiet beträgt ca. 8 km, die Breite des Gewässers etwa 5 m. Die Fossa verläuft praktisch gradlinig, die Wässer werden im Bereich des Pumpwerks Krummensteg für kurze Zeit unterirdisch geführt. Im Oberlauf nimmt die Fossa die Wässer der *Eyllschen Kendel* und der Issumer Fleuth auf, kurz danach mündet die Große Goorley ein. Im Mittellauf befindet sich die Einleitungsstelle für Grubenwässer des Schachtes Rossenray und eine Pumpanlage. In der Stadt Rheinberg mündet die Fossa Eugeniana in den Moersbach.

Die *Große Goorley* verläuft im Gebiet von Kamp-Lintfort und nimmt die Ableitungen des Schachtes Friedrich-Heinrich auf. Sie mündet in die Fossa Eugeniana.

Der *Moersbach* tritt von Süden kommend in das Gebiet der Stadt Rheinberg ein. Nach dem Zusammenfluss mit der Fossa Eugeniana fließt er durch Rheinberg, passiert eine historische Schleuse und nimmt die Wässer aus Jenneckes Gatt auf. Ab hier wird das Gewässer als Altrhein bezeichnet. Im Folgenden wird der Bereich vor Zufluss der Fossa als oberer Moersbach bezeichnet, der Rest als unterer Moersbach.

Jenneckes Gatt ist ein größerer Teich, der in den Moersbach entwässert. Am Zusammenfluss hat sich durch ausgeprägte Sedimentationen eine kleine Halbinsel gebildet.

Der *Rheinberger Altrhein* ist ein Altarm des Rheins mit einer Länge von etwa 3,2 km. Er beginnt heute am Zusammenfluss von Moersbach und Jenneckes Gatt in Rheinberg. Nahe der Ortschaft Ossenbergr passiert er die Ossenberger Schleuse, die bei Hochwasserereignissen des Rheins geschlossen werden kann, und mündet schließlich in den Rhein. Der Altrhein weist niedrige Fließgeschwindigkeiten und insbesondere auf der rechten Seite in Höhe der Ortschaft Ossenbergr ausgeprägte Sedimentationszonen auf, die größtenteils in einem Naturschutzgebiet

1 Einleitung

Tabelle 1.1: Spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Schlämmen aus der Grubenwasser-Aufbereitung, bezogen auf die Trockenmasse [91]

	Ra-226 in Bq/g	Ra-228 in Bq/g	Th-228 in Bq/g
Rossenray Probe 1	0,38	0,16	0,11
Rossenray Probe 2	0,49	0,2	0,1
Friedrich-Heinrich Probe 1	2,8	0,63	0,53
Friedrich-Heinrich Probe 2	2,2	0,47	0,46
Friedrich-Heinrich Probe 3	1,2	0,3	0,25

Tabelle 1.2: Abgabemengen und Ra-226-Aktivitätskonzentrationen von Steinkohlebergwerken im Ruhrgebiet (1995/96), nach [30]

Schachtanlage	Grubenwasserabgabe in $10^6 \text{ m}^3/\text{a}$	Ra-226-Konzentration in Bq/L	Ra-226 Jahresfracht in GBq/a
Rossenray/Niederberg	7,8	0,57	4,5
Schlägel & Eisen	0,76	8,5	6,5
Concordia	2,8	1,4	3,8
Consolidation	1,4	4,2	5,7
General Blumenthal	1,6	1,2	1,8
Haard, ehem. Ewald	2,6	2,0	5,1
Auguste-Viktoria	2,7	12	32

liegen. In einem Abschnitt des Altrheins reicht eine Weidefläche bis an das Ufer heran, so dass dort gehaltenes Vieh die Möglichkeit hat, Wasser aus dem Altrhein zu trinken.

Grubenwässer werden von den Schächten Friedrich-Heinrich 1 und 2, Rossenray 1 und 2 sowie Hoerstgen eingeleitet, wobei letzterer nur nachts einleitet. Die eingeleiteten Mengen lagen in den Jahren 2003–05 für die Schächte Friedrich-Heinrich zwischen 2,8 und 3,5 Millionen Kubikmeter pro Jahr, von den Schächte Rossenray wurden 3,0–3,2 Millionen Kubikmeter pro Jahr eingeleitet. Die Abgaben aus dem Schacht Hoerstgen waren mit 201000–308000 m^3/a deutlich geringer. Tabelle 1.2 zeigt die Mengen, die in den Jahren 1995–96 von verschiedenen Bergwerken in Nordrhein-Westfalen abgegeben wurden. Danach ist die Gesamtmenge bis 2003 geringfügig gesunken.

Sowohl auf dem Betriebsgelände Friedrich-Heinrich als auch auf dem Gelände Rossenray befinden sich Absetzbecken für das Grubenwasser. Die stark kohlehaltigen Schlämme – der Bergeanteil liegt jeweils bei ca. 50 % – werden in den Aufbereitungsprozess zur Kohlegewinnung zurückgegeben [38]. Der Schlammanfall in den Absetzbecken beträgt in Rossenray im Jahresdurchschnitt ca. 1008 t, in Friedrich-Heinrich ca. 216 t [91]. Typische Nuklidgehalte dieser Schlämme zeigt Tabelle 1.1.

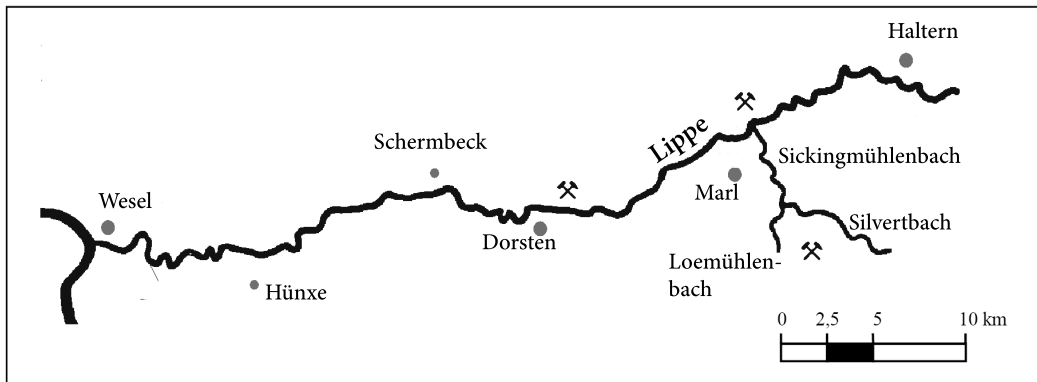


Abbildung 1.2: Schematische Darstellung des Untersuchungsgebietes Lippe, nach [94]

1.1.2 Die Lippe im Bereich Marl

Am Nordrand des Ruhrgebiets befindet sich im Bereich der Stadt Marl das Bergwerk Auguste-Viktoria der RAG Deutschen Steinkohle mit einer Jahresförderung von etwa 3,4 Millionen Tonnen Steinkohle im Jahr [1]. Darüber hinaus befindet sich hier die Bergehalde Brinkfortsheide, die von Hohmann [45] untersucht und radiologisch bewertet wurde.

Die anfallenden Grubenwässer werden über die Vorfluter Silvertbach und Sickingmühlenbach in die Lippe abgeleitet, die nach etwa 50 km bei Wesel in den Rhein mündet. Im Silvertbach, in den die Wässer eingeleitet werden, konnten radiobarythaltige Inkrustierungen festgestellt werden [30]. Auch im Bereich des Sickingmühlenbaches und nach dessen Zufluss im Bereich der Lippe konnten Kontaminationen festgestellt werden. Außerdem zeigt das Grubenwasser verhältnismäßig hohe Ra-226-Konzentrationen (siehe Tabelle 1.2). Daher wurden im Jahr 2000 von Mitarbeitern des ZSR Proben von Böden, Sedimenten, Wasser und Biomaterialien genommen sowie Messungen der Ortsdosisleistung durchgeführt. Diese erstreckten sich bis zur Mündung der Lippe in den Rhein. Analysenergebnisse der Materialien finden sich bei Harb [44]. Eine Modellierung der resultierenden potentiellen Exposition wurde von Vahlbruch [116] durchgeführt.

Zur besseren Vergleichbarkeit mit der Situation an Fossa Eugeniana und Rheinberger Altrhein und mit verbesserten Methoden wurden die Proben in dieser Arbeit erneut untersucht.

1.2 Uranbergbau

1946 wurde die „Sowjetische Aktiengesellschaft der Buntmetallindustrie – Wismut“ (SAG Wismut) gegründet, nachdem sowjetische Explorationen auf Uranerz im Erzgebirge erfolgreich waren. Die SAG Wismut wiederum ging 1954 in die „Sowjetisch-Deutsche Aktiengesellschaft Wismut“ (SDAG Wismut) über. Diese verwaltete die gesamte Erzförderung und -aufbereitung und alle daran beteiligten Betriebe. In der Zeit von 1946 bis 1990 wurden etwa 231 000 Tonnen Uran gewonnen [18]. Nach dem Beitritt der DDR zur Bundesrepublik Deutschland wurde 1991 die Einstellung der Förderung beschlossen. Die SDAG Wismut ging in die Wismut GmbH über, die bis heute Sanierungsmaßnahmen in den Objekten der Wismut durchführt, die zu Sanierungsbe-

trieben gehören. Diese Sanierungsbetriebe wurden bei Gründung der Wismut GmbH definiert, die übrigen Objekte der SDAG Wismut gingen in den Besitz von Land oder Kommunen über. Insbesondere in der Zeit von 1946 bis etwa 1960 war die Produktion auf schnelle Gewinnung von Uran ausgerichtet und ohne Rücksicht auf Strahlenexposition der Beschäftigten oder Schädigung der Umwelt durchgeführt.

Hierdurch ergab sich die Notwendigkeit, die Hinterlassenschaften des Uranerzbergbaus sowie des davor durchgeführten Altbergbaus auf andere Rohstoffe radiologisch zu untersuchen sowie gegebenenfalls Sanierungsmaßnahmen durchzuführen [9, 104]. Das sogenannte „Altlastenkataster“ [27, 41] wurde aufgestellt, die Arbeiten dazu dauerten von 1991 bis 1998. Hier wurden sogenannte Verdachtsflächen, in denen signifikante Kontaminationen vermutet wurden, definiert und untersucht. Eine solche Verdachtsfläche mit Kontaminationen ist der Bereich der Stadt Lengenfeld im sächsischen Vogtland [25]. Die Lage der Verdachtsfläche Lengenfeld sowie der anderen Verdachtsflächen in Sachsen kann Abbildung 1.3 entnommen werden.

Auch in anderen Gebieten des ehemaligen Ostblocks sind Altlasten aus Uranerzbergbau und -aufbereitung zu finden. Ein solches Gebiet ist die Stadt Mailuusuu in Kirgisistan. Die sich hier ergebenden Expositionen werden derzeit in Zusammenarbeit mit der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in einem laufenden Projekt untersucht.

1.2.1 Lengenfeld in Sachsen

Die Stadt Lengenfeld liegt im Vogtlandkreis im Freistaat Sachsen etwa 20 km südwestlich von Zwickau und gehört zum Regierungsbezirk Chemnitz. Sie war von 1947 bis 1961 Standort einer von der SAG/SDAG Wismut betriebenen Uranerz-Aufarbeitungsanlage. Im Gebiet von Lengenfeld existieren verschiedene Altlasten. Besondere Bedeutung kommt dabei dem Lenkteich, einem verlandeten und mit Rückständen aus der Uranerzaufbereitung massiv kontaminiertem Stauteich, zu. Daher wurde im Rahmen des Flutfolgenprojektes [31, 36] ein besonderer Schwerpunkt auf die im Altlastenkataster [25] definierte Verdachtsfläche Lengenfeld gelegt, auch wenn diese über die Göltzsch und die Weiße Elster in die Saale entwässert und somit nicht zum eigentlichen Untersuchungsgebiet des Flutfolgenprojektes gehörte. Vertiefende Untersuchungen wurden außerdem im Rahmen einer anderen derzeit am ZSR laufenden Dissertation [88] durchgeführt.

Von Süden kommend durchfließt die Göltzsch die Stadt Lengenfeld, die bei Greiz in die Weiße Elster mündet. Von rechts fließen in Lengenfeld der Plohnbach und der Waldkirchener Bach in die Göltzsch. Der Plohnbach, der im Bereich der IAA Lengenfeld (siehe unten) die Wässer des von Norden kommenden Freibachs aufnimmt, entwässert den Westteil des Kirchberger Granitmassivs [25].

In Lengenfeld gab es seit 1934 eine Wolframiterzgrube sowie eine Anlage zur Aufbereitung solcher Erze, die auch für die Verarbeitung von Uranerzen geeignet war. Daher wurde sie als Reparationsleistung in sowjetisches Eigentum überführt und von der SAG Wismut unter der Bezeichnung Objekt 31 für die Uranerzaufbereitung verwendet. Nach Ausbau der Anlagen wurden im Zeitraum 1947–1961 ungefähr 3 Millionen Tonnen Uranerz verarbeitet [25]. Diese Erze stammten aus den Bergbaurevieren im Vogtland sowie aus dem Ronneburger Raum.

Für die Aufbereitung kamen in Lengenfeld sowohl physikalische als auch chemische Verfahren zur Anwendung. Zu den physikalischen Verfahren zählten dabei die radiometrische Trennung, bei der das Material nach seiner Gammaaktivität sortiert wurde, und die gravitativen Verfah-

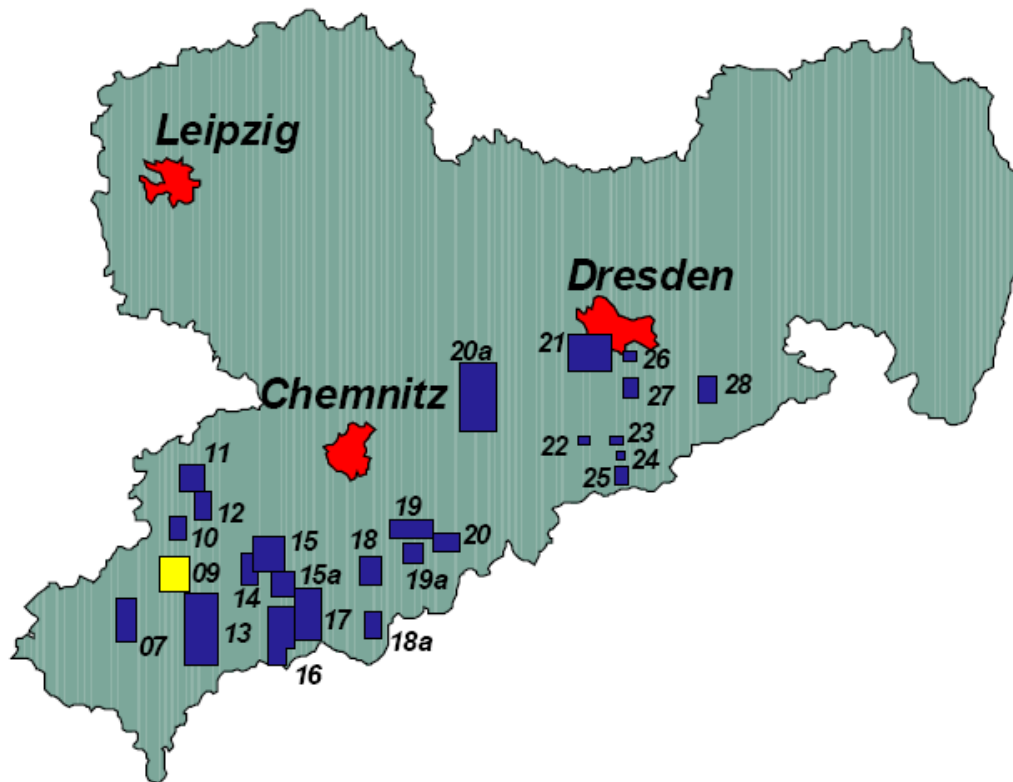


Abbildung 1.3: Lage der Verdachtsfläche Lengenfeld in Sachsen, aus [25]

ren, die den Dichteunterschied zwischen Uranmineralen ($\rho \approx 8\text{--}10 \text{ g/cm}^3$) und taubem Gestein ($\rho \approx 2,5\text{--}2,7 \text{ g/cm}^3$) ausnutzten.

Die chemischen Verfahren umfassten die saure und die sodaalkalische Laugung. Bei der sauren Laugung mit starken Säuren (z. B. Schwefelsäure) löst sich nicht nur Uran, sondern auch andere Schwermetalle, so dass als Endprodukt ein verunreinigtes Urankonzentrat entsteht. Bei der sodaalkalischen Laugung dagegen entsteht ein reineres Urankonzentrat, allerdings ist die Laugungsausbeute deutlich geringer. In Lengenfeld kamen bis 1961 beide Verfahren zur Anwendung [18].

Daneben wurde jedoch, jeweils dem Charakter der Erze entsprechend, bis 1958 auch die Aufarbeitung nur mit radiometrischen und nassmechanischen Methoden betrieben. Diese Behandlung bewirkte eine Verringerung des Urangehaltes von typischerweise 0,078 % im Erz auf etwa 0,023 % in den Rückständen [18]. Dies entspricht einem Extraktionsgrad von nur 70 %. Von 1957 bis zur Einstellung der Uranerzverarbeitung 1961 wurde außerdem ein Ionenaustauschverfahren angewandt. Die Rückstände der nassmechanischen Aufbereitung wurden im Plohnbachtal abgelagert, die aus der chemischen Aufbereitung in einer industriellen Absetzanlage (IAA Lengenfeld) [18], die sich nordöstlich von Lengenfeld befindet und inzwischen abgedeckt und gesichert wurde. Im Bereich des Plohnbaches entstanden dabei unter anderem die Nord- und die heutige Süd-

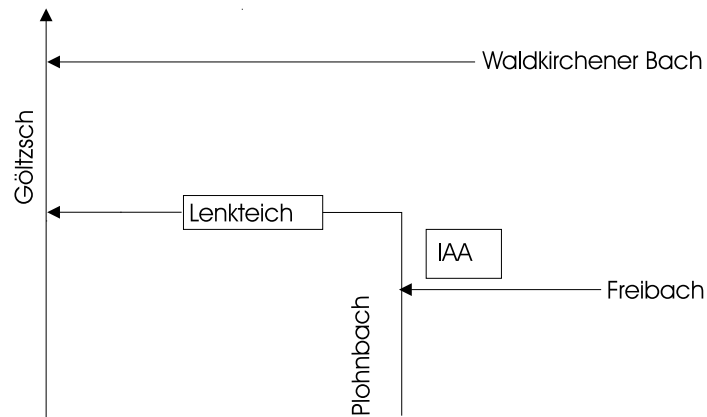


Abbildung 1.4: Fließschema der Gewässer in Lengenfeld, aus [121]

halde, die als Vereinigung mehrerer kleinerer Halden entstanden ist [41]. Beide wurden bereits in den 1970er Jahren mit einer etwa 20 cm starken Schicht abgedeckt und aufgeforstet [41]. Im oberen Teil der Nordhalde wurde ein Polizeiübungsplatz angelegt. Ein Teil des Geländes am Polizeiübungsplatz ist außerdem als Motocross-Stercke genutzt worden. In diesem Bereich liegen sandige Aufbereitungsrückstände frei.

Im Jahr 1954 kam es nach Starkregenfällen zu einem Dammbruch der IAA. Die Tailingmaterialien wurden in der Folge entlang des Plohnbaches bis in den Lenkteich, einem in der Stadt Lengenfeld gelegenen Stauteich, transportiert. Der Lenkteich ist durch dieses Ereignis verlandet, und auch entlang des Plohnbaches sind kontaminierte Flächen entstanden [25].

1.2.2 Mailuusuu in Kirgisistan

Die Stadt Mailuusuu² liegt in Kirgisistan³ im Gebiet der früheren Sowjetunion, etwa 60 km nordwestlich von Dschalalabad und 25 km von der Grenze zu Usbekistan entfernt. Sie hat etwa 25000 Einwohner. Mailuusuu war Standort von Uranerz-Bergbau und -Aufbereitung. Aufbereitungsrückstände (Tailings), Armerz und taubes Gestein wurden auf Halden und in Absetzbecken im Bereich der Stadt Mailuusuu deponiert [117, 118].

Mit dem Abbau von Uranerz in Mailuusuu wurde 1946 begonnen, nachdem man bereits 1933 erste Uran-Mineralisationen entdeckt hat. In mehreren Gruben wurde untertägiger Uranerzbergbau betrieben, bei dem bis zur Einstellung der Aktivitäten 1968 über 10000 Tonnen Uran gewonnen worden sind [117]. Die Minen sind heute wahrscheinlich geflutet [54]. Armerz und taubes Gestein

² auch *Mailuu-Suu* genannt

³ oft auch als *Kirgisistan* oder *Kirgisien* bezeichnet, engl. *Kyrgyzstan*



Abbildung 1.5: Kirgistan

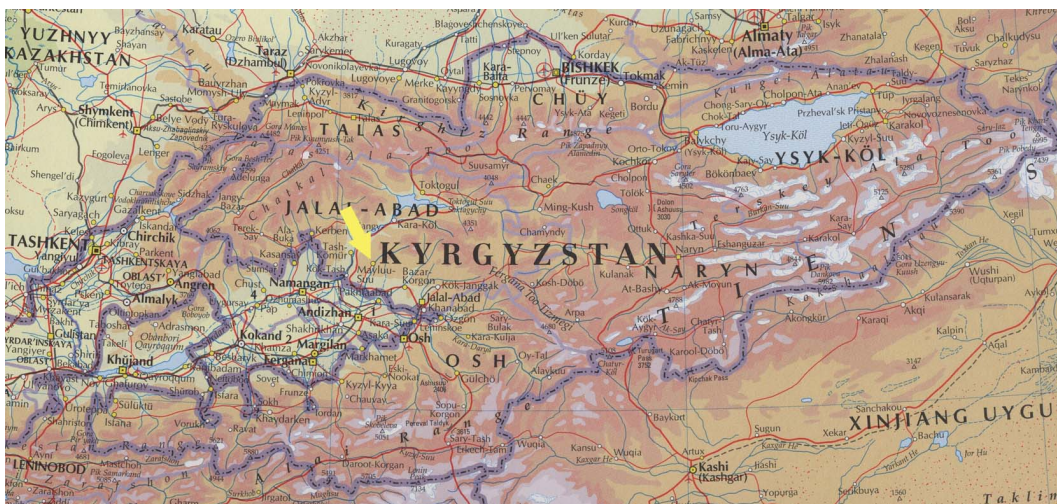


Abbildung 1.6: Lage von Mailuusuu in Kirgistan

hat man auf Halden in der näheren Umgebung verbracht.

Zu Beginn der Abbautätigkeiten wurde das Erz nach Leninabad in Tadschikistan zur Aufbereitung gebracht. Hier wurde das erste Uran für das sowjetische Militär produziert. Zur Mitte der 1950er Jahre wurde auch in Mailuusuu eine Aufarbeitungsanlage (heute Lampenfabrik Isolit) gebaut. Diese verarbeitete auch Erz aus Osteuropa. Das gewonnene Uranoxid wurde in Leninabad weiterverarbeitet.

Bis etwa 1960 wurden aus dem Uranerz nur 40–75 % des Urans extrahiert [54]. Die fein gemahlene Rückstände wurden in Absetzbecken (Tailings) im hügeligen Gebiet um den Ort Mailuusuu im Einzugsgebiet des Flusses Mailuusay und seiner Zuflüsse Kara-Agach, Kulmen-Say und Ailampasay deponiert.

Insgesamt wurden 23 Tailings und 13 Halden mit einer Gesamtfläche von 44 ha angelegt. Alle 23 Tailings wurden in der Zeit von 1966 bis 1968 rekultiviert: Die Oberflächen wurden geebnet und mit einer Abdeckung aus Boden versehen, Drainagesysteme installiert, Zäune und Warnschilder aufgebaut. Die Dämme wurden verstärkt, und der Fluss Ailampasay kanalisiert [117]. Die 13 Halden wurden nicht rekultiviert.

Überwachung und Wartung wurden bis zum Zusammenbruch der Sowjetunion 1992 fortgeführt. Bis 1994 waren wieder Sicherungsarbeiten notwendig geworden, die 1994-95 durchgeführt wurden. Viele Tailings sind heute als instabil anzusehen. Darüberhinaus liegt Mailuusuu in einem erdbebengefährdeten Gebiet.

Im Rahmen eines von der EU im Rahmen des TACIS⁴-Programms finanzierten Projektes wurden Untersuchungen zur radiologischen Situation und der Stabilität der Absetzbecken durchgeführt und in [117, 118] veröffentlicht. Im Rahmen eines von der Weltbank finanzierten Projektes wurde die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe mit der Erarbeitung eines Konzeptes für die Überwachung von Schadstoffen in Trink- und Oberflächenwässern beauftragt [15]. Ziel dieses Projektes sind die Identifikation der Quellen für Belastungen sowie die Reduzierung der für die Bevölkerung entstehenden Expositionen. Das ZSR wurde daraufhin unter anderem mit der Messung von Radionuklidgehalten und der Modellierung von Strahlenexpositionen im Rahmen dieses Projektes beauftragt.

1.3 Die Ermittlung von Strahlenexpositionen

Die quantitative Ermittlung von Strahlenexpositionen ist von grundlegender Bedeutung für den Strahlenschutz, da ohne sie weder die Quantifizierung eines möglichen Risikos erfolgen noch die Einhaltung von Grenz- oder Richtwerten belegt werden kann. Zur Beurteilung von Expositionen wird im Strahlenschutz zwischen operativen Größen und Schutzgrößen unterschieden.

Operative Größen sind einer direkten physikalischen Messung zugänglich und ermöglichen die Abschätzung der Schutzgrößen, die nicht direkt quantifiziert werden können. Die Schutzgrößen ermöglichen jedoch erst eine Beschreibung der tatsächlichen Strahlenexposition und eine Einschätzung von Risiken. Die zur Beurteilung der in dieser Arbeit betrachteten Expositionen relevante Schutzgröße ist die effektive Dosis, die in Kapitel 5.2 erläutert wird. Sie dient einer Einschätzung des Risikos für stochastische Schäden. Die effektive Dosis als Schutzgröße muss dabei aus den operativen Größen unter Anwendung mathematischer Verfahren modelliert werden.

Für Einzelpersonen der allgemeinen Bevölkerung gilt für Strahlenexpositionen durch Tätigkeiten ein Grenzwert von 1 mSv im Jahr [110]. Für Expositionen durch natürliche Quellen hingegen ist ein Richtwert von 1 mSv im Jahr angegeben, bei dessen Überschreitung Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung zu prüfen sind [110].

Realismus bei der Modellierung

Die Ermittlung der Strahlenexpositionen für Personen der allgemeinen Bevölkerung durch Tätigkeiten hat nach §45 der EURATOM-Grundnormen [29] *so realistisch wie möglich* erfolgen. Hierbei ist nicht die Abschätzung a priori in Genehmigungsverfahren für kerntechnische Anlagen

⁴Technical Aid to the Commonwealth of Independent States

gemeint, bei der die Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu §47 der Strahlenschutzverordnung [6] (im Folgenden AVV, kurz erläutert in Kapitel 5.4.1) mit ihren konservativen Methoden zur Anwendung kommt. Für den Nachweis, dass nach Errichtung und Inbetriebnahme einer solchen Anlage die Grenzwerte eingehalten werden, ist die AVV hervorragend geeignet. Die Forderung nach Realismus besteht aber später bei der Ermittlung der tatsächlich vorliegenden Exposition für Einzelpersonen durch eine solche Anlage.

Aber auch bei Arbeiten ist es notwendig, die potentiellen Expositionen realistisch zu ermitteln [71], da normalerweise bereits bestehende Kontaminationssituationen beurteilt werden müssen. Hierbei ist von besonderer Bedeutung, dass zur Bewertung erhöhter Expositionen durch natürliche Radionuklide die Kenntnis der natürlichen Exposition unabdingbar ist. Die Abschätzung der Erhöhung muss als Nettoexposition erfolgen, in die nicht nur die erhöhte Bruttoexposition, sondern auch die natürliche Exposition eingehen.

Für die realistische Berechnung bei bestehenden Expositionssituation ist die AVV nicht mehr geeignet. Daher wurden in den 1990er Jahren die *Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der bergbaubedingten Umweltradioaktivität – Berechnungsgrundlagen Bergbau* [106], im Folgenden kurz BerGBergbau, für die Beurteilung von Kontaminationssituationen aus dem Uranerzbergbau in Sachsen und Thüringen entwickelt. Die BerGBergbau befinden sich derzeit in der Überarbeitung [109]. Die Berechnungsgrundlagen Bergbau werden als Grundlage für die Modellierung von Expositionen in dieser Arbeit verwendet und sind in Kapitel 5.3 erläutert.

Die Ermittlung von Expositionen muss gemäß der Strahlenschutzverordnung für Einzelpersonen der Bevölkerung erfolgen. Dies sind „Mitglieder der allgemeinen Bevölkerung, die weder beruflich strahlenexponierte Personen sind noch medizinisch oder als helfende Person exponiert sind.“ Da diese für den Einzelfall aufwändig zu ermitteln wären, bedient sich der Gesetzgeber für die Berechnung von Expositionen in Genehmigungsverfahren nach §47 StrlSchV der Referenzperson mit wohldefinierten Eigenschaften, die sich an den ungünstigsten Einwirkungsstellen aufhält [63]. Die Eigenschaften dieser Referenzperson sind in der Strahlenschutzverordnung festgelegt.

Auch die Berechnungsgrundlagen Bergbau bedienen sich der Referenzperson, da sonst für jede Expositionssituation die betroffenen Einzelpersonen der Bevölkerung und deren Expositionen zu ermitteln wären, was häufig nur sehr aufwändig oder gar nicht möglich ist. Für diese sind Berechnungsparameter und Verhaltensweisen zwar realistischer, aber doch generisch festgelegt. Dies sorgt dafür, dass sie rechtlich nicht beklagbar sind, kann aber einer realistischeren Modellierung entgegen stehen.

Strahlenexposition als Zufallsgröße

Die Strahlenexposition eines einzelnen Menschen besitzt einen wohldefinierten wahren Wert. Dieser ist jedoch nicht zugänglich, sondern muss durch Messungen und mathematische Methoden so gut wie möglich geschätzt werden. Die für die Strahlenexposition ursächlichen Parameter, wie zum Beispiel spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide im Boden oder externe Dosisraten, sind jedoch aufgrund sowohl natürlicher als auch anthropogener Ursachen höchst variabel. Auch die Lebensgewohnheiten unterschiedlicher Menschen unterscheiden sich. Daher kann für eine Gruppe von Menschen nicht mehr ein wahrer Wert, sondern nur noch eine Verteilung der wahren Werte angenommen werden.

Wegen der Variabilitäten in den Parametern, die in die Strahlenexposition eingehen, müssen

1 Einleitung

diese Parameter als Zufallsvariablen aufgefasst werden. Daher ist auch die Strahlenexposition als Zufallsgröße anzusehen, und der wahre Wert der Exposition einer einzelnen Person wird durch die aktuellen Werte anderer Zufallsgrößen bestimmt. Daher kann, wenn man die Unsicherheiten berücksichtigt, nur eine Wahrscheinlichkeitsverteilung für die Exposition eines Individuums angegeben werden. Der wahre Wert kann nicht ermittelt werden.

Eine derartige Verteilung kann man durch Kenngrößen charakterisieren. Solche Kenngrößen sind z.B. Mittelwerte, Mediane oder Erwartungswerte. Bei diesen Kenngrößen handelt es sich um *Punktschätzer* von Verteilungen. Nur im Falle der Poissonverteilung, die von nur einem Parameter abhängt, genügt die Angabe eines Punktschätzers zur vollständigen Charakterisierung der Verteilung. Bei anderen, mehrparametrigen Verteilungen ist dies nicht hinreichend. Es ist darüberhinaus nicht sicher, ob in einer gegebenen Population die Strahlenexpositionen monomodal sind oder durch eine einzige Verteilung beschrieben werden können [74].

Dennoch basiert das gegenwärtige Strahlenschutzrecht auf der Verwendung von Punktschätzern. Da jedoch nur Verteilungen der Realismusforderung hinreichend Rechnung tragen können, besteht hier auch für die rechtliche Beurteilung Diskussionsbedarf.

Hierzu soll diese Arbeit einen Beitrag leisten, da die erhöhten Expositionen nicht nur, wie derzeit rechtlich vorgeschrieben, als Punktschätzer ermittelt wurden, sondern auch mit Hilfe von Monte-Carlo-Simulationen die Wahrscheinlichkeitsverteilungen der Expositionen charakterisiert werden konnten.

2 Ziel der Arbeit

In dieser Arbeit sollen die Einflüsse des Steinkohle- und Uranbergbaus auf die potentielle Strahlenexposition von Mitgliedern der allgemeinen Bevölkerung dargestellt werden. Dazu sind aus dem Steinkohlebergbau Kontaminationssituationen im Gebiet der Fossa Eugeniana und des Rheinberger Altrheins sowie an der Lippe im Bereich um Marl zu untersuchen. Einflüsse des Uranbergbaus auf die radiologische Situation sollen für die Stadt Lengenfeld in Sachsen und die Stadt Mailuuusuu in Kirgisistan analysiert werden.

Hierzu sind gammaspektrometrische Messungen von Wasser-, Sediment- und Bodenproben sowie Biomaterialien aus den zu untersuchenden Gebieten durchzuführen und durch Ergebnisse von Fremdanalysen und Literaturdaten zu ergänzen. Die Ergebnisse sowie Fremd- und Literaturdaten zur Verteilung natürlicher Radionuklide in verschiedenen Umweltkompartimenten aus den Untersuchungsgebieten des Steinkohle- und des Uranerzbergbaus sollen dann für Modellierungen der potentiellen Strahlenexpositionen verwendet werden.

Schwerpunkt bei der Modellierung soll die realistische Ermittlung der Strahlenexpositionen sowie die Problematik der Verwendung von Punktschätzern bilden. Für eine realistischere Ermittlung der Strahlenexpositionen und die Beurteilung von Schwankungsbereichen sollen Verteilungen, die auch Unsicherheiten in den Eingangsgrößen berücksichtigen, und Monte-Carlo-Simulationen verwendet werden.

2 *Ziel der Arbeit*

3 Grundlagen zu Radionukliden in der Umwelt

3.1 Grundlagen der Radioaktivität

3.1.1 Zerfallsgesetz

Radioaktiver Zerfall ist ein Prozess, der den Gesetzen der Statistik gehorcht. Betrachtet man genügend viele Atome für einen längeren Zeitraum, so findet man den Zusammenhang

$$-\frac{dN}{dt} = \lambda N, \quad (3.1)$$

wobei N die Anzahl der Atome darstellt. Die Zerfallsrate $-\frac{dN}{dt}$ ist die Aktivität, λ wird als Zerfallskonstante bezeichnet. Integriert man Gleichung (3.1), so ergibt sich

$$N(t) = N_0 \cdot e^{-\lambda t}. \quad (3.2)$$

Mit der Definition $t_{1/2} = \frac{\ln(2)}{\lambda}$ ergibt sich die Halbwertszeit $t_{1/2}$. Dies ist die Zeit, nach der die Hälfte der zum Zeitpunkt $t = 0$ vorhandenen Kerne des betrachteten Nuklids zerfallen sind. Damit wird Gleichung (3.2) zu

$$\begin{aligned} N(t) &= N_0 \cdot e^{-\frac{\ln(2)}{t_{1/2}} \cdot t} \\ &= N_0 \cdot \left(\frac{1}{2}\right)^{t/t_{1/2}} \end{aligned} \quad (3.3)$$

3.1.2 Radioaktive Gleichgewichte

Betrachtet man eine Zerfallskette

$$\text{Nuklid 1} \rightarrow \text{Nuklid 2} \rightarrow \text{Nuklid 3},$$

so gilt für die Nettobildungsrate von Nuklid 2 (Tochternuklid):

$$\frac{dN_2}{dt} = -\frac{dN_1}{dt} - \lambda_2 N_2 = \lambda_1 N_1 - \lambda_2 N_2. \quad (3.4)$$

Die Nettobildungsrate setzt sich also zusammen aus dem Zerfall von Nuklid 1 (Mutternuklid) abzüglich dem Zerfall des Tochternuklids. Diese Differentialgleichung hat die Lösung [66]

$$N_2(t) = \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} N_{1,0} (e^{-\lambda_1 t} - e^{-\lambda_2 t}) + N_{2,0} e^{-\lambda_2 t}, \quad (3.5)$$

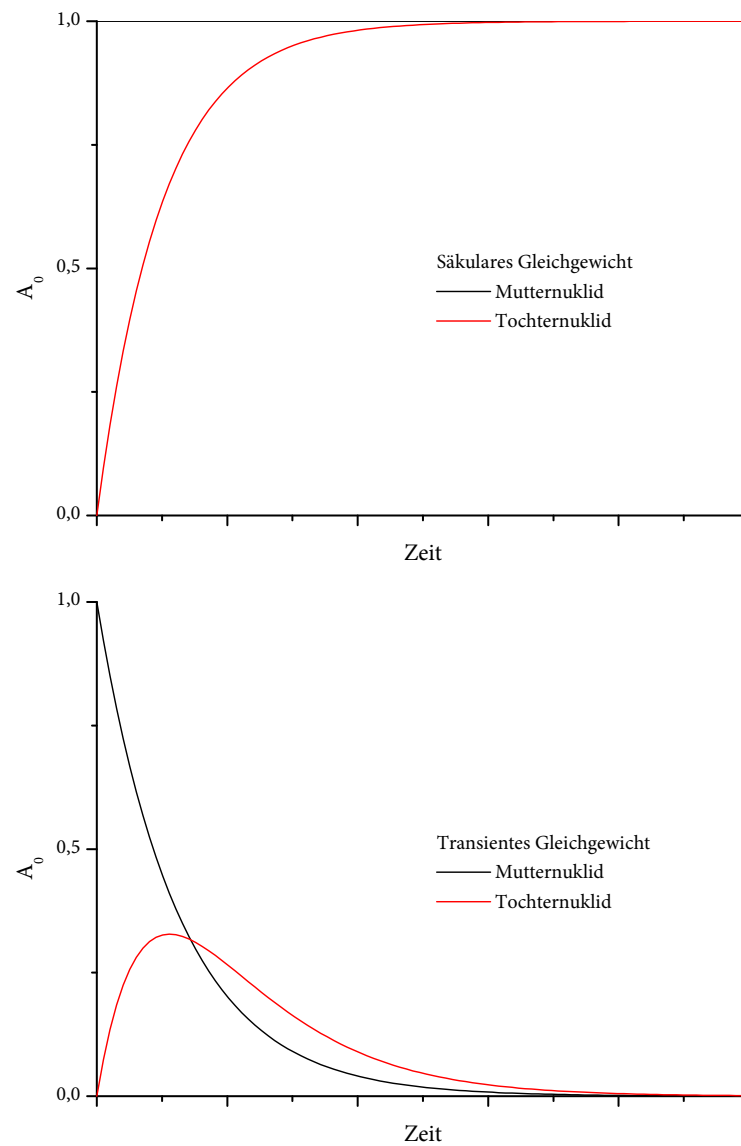


Abbildung 3.1: Säkulares und transientes Gleichgewicht

wobei $N_{1,0}$ und $N_{2,0}$ die Zahl der zur Zeit $t = 0$ vorhandenen Kerne des Mutter- bzw. Tochternuklides sind. Unter der Annahme einer Trennung von Mutter- und Tochternuklid zum Zeitpunkt

$t = 0$ gilt $N_2(t = 0) = 0$. Damit wird Gleichung (3.5) zu

$$N_2(t) = \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} N_{1;0} (e^{-\lambda_1 t} - e^{-\lambda_2 t}) \quad (3.6)$$

$$= \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} N_{1;0} \cdot e^{-\lambda_1 t} (1 - e^{-(\lambda_2 - \lambda_1)t}) \quad (3.7)$$

$$= \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} N_1(t) \cdot (1 - e^{-(\lambda_2 - \lambda_1)t}). \quad (3.8)$$

Wenn $N_2 = \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} N_1$ ist, so ist das Verhältnis N_2/N_1 konstant. Man spricht dann von einem radioaktiven Gleichgewicht.

Säkulares Gleichgewicht

Ist die Halbwertszeit des Mutternuklids viel größer als die des Tochternuklids, so stellt sich ein säkulares Gleichgewicht ein. Es ist dann $\lambda_1 \ll \lambda_2$, so dass $\lambda_2 - \lambda_1 \approx \lambda_2$ und $N_1(t) = N_1(0)$ praktisch konstant ist. Mit Gleichung (3.8) folgt dann

$$N_2(t) = \frac{\lambda_1}{\lambda_2} N_1 (1 - e^{-\lambda_2 t}). \quad (3.9)$$

Die Aktivität des Tochternuklids steigt also mit $1 - e^{-\lambda_2 t}$ an, bis sie nach genügend langer Zeit t gleich der (praktisch konstanten) Aktivität des Mutternuklids ist:

$$A_2 = \lambda_2 N_2 = \lambda_1 N_1 = A_1. \quad (3.10)$$

Mit $\lambda = \ln(2)/t_{1/2}$ ergibt sich

$$1 - e^{-\lambda_2 t} = 1 - e^{-\ln(2) \frac{t}{t_{1/2,2}}} = \nu. \quad (3.11)$$

Nach etwa 6 Halbwertszeiten beträgt ν etwa 97 % und liegt damit im Bereich der Messunsicherheiten. Daher kann nach dieser Zeit die Aktivität des Mutternuklids über die Aktivität des Tochternuklids bestimmt werden.

Transientes Gleichgewicht

Ist die Halbwertszeit des Mutternuklids zwar größer als die des Tochternuklids und somit $\lambda_1 < \lambda_2$, die Zerfallskonstante λ_1 aber gegenüber λ_2 nicht mehr vernachlässigbar klein, so gilt die Näherung $\lambda_2 - \lambda_1 \approx \lambda_2$ nicht mehr, und $N_1(t)$ kann nicht mehr als konstant angesehen werden. In diesem Fall stellt sich ein transientes Gleichgewicht ein. Es gilt dann Gleichung (3.8) mit $\lambda_2 - \lambda_1 > 0$, so dass

$$N_2(t) = \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} N_1(0) e^{-\lambda_1 t} (1 - e^{-(\lambda_2 - \lambda_1)t}) \quad (3.12)$$

und nach genügend langer Zeit

$$N_2(t) = \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} N_1(t) \quad (3.13)$$

3 Grundlagen zu Radionukliden in der Umwelt

ist. Bei eingestelltem transienten Gleichgewicht nimmt die Gesamtaktivität mit der Halbwertszeit des Mutternuklids ab, und das Verhältnis der Anzahl der Atome des Tochternuklids und der Anzahl der Atome des Mutternuklids ist (zu jeder Zeit t)

$$\frac{N_2}{N_1} = \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1}. \quad (3.14)$$

Kein Gleichgewicht

Wenn $\lambda_1 > \lambda_2$ ist, so stellt sich kein radiaktives Gleichgewicht ein. Aus Gleichung (3.8) folgt, dass

$$\frac{N_2(t)}{N_1(t)} = \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} \left(1 - e^{-(\lambda_2 - \lambda_1)t} \right). \quad (3.15)$$

Das Verhältnis N_2/N_1 ist also nicht mehr konstant, da $\lambda_2 - \lambda_1 < 0$ ist und daher $1 - e^{-(\lambda_2 - \lambda_1)t}$ divergiert:

$$\lim_{t \rightarrow \infty} 1 - e^{-(\lambda_2 - \lambda_1)t} = \lim_{t \rightarrow \infty} 1 - e^{(\lambda_1 - \lambda_2)t} = -\infty. \quad (3.16)$$

Mehrere aufeinander folgende Umwandlungen

Analog zu Gleichung (3.1) findet man für eine Zerfallskette

$$\text{Nuklid 1} \rightarrow \text{Nuklid 2} \rightarrow \dots \rightarrow \text{Nuklid } n$$

einen Satz von Differentialgleichungen:

$$\begin{aligned}
\frac{dN_1}{dt} &= -\lambda_1 N_1 \\
\frac{dN_2}{dt} &= \lambda_1 N_1 - \lambda_2 N_2 \\
\frac{dN_3}{dt} &= \lambda_2 N_2 - \lambda_3 N_3 \\
&\vdots \\
\frac{dN_n}{dt} &= \lambda_{n-1} N_{n-1} - \lambda_n N_n
\end{aligned} \tag{3.17}$$

Die Lösungen dieser Gleichungen finden sich bei Lieser [66]. Wenn die Halbwertszeit des Mutternuklids sehr viel größer ist als die der Tochternuklide, stellt sich (bei Abtrennung aller Tochternuklide zum Zeitpunkt $t = 0$) nach genügend langer Zeit t wiederum ein säkulares Gleichgewicht ein. Man findet dann

$$\frac{N_n}{N_1} = \frac{\lambda_1}{\lambda_n} \tag{3.18}$$

und somit

$$A_n = A_1. \tag{3.19}$$

Im radioaktiven Gleichgewicht kann damit die Aktivität des langlebigen Mutternuklids über die kurzlebigen Tochternuklide bestimmt werden.

3.2 Radionuklide in der Umwelt

3.2.1 Natürliche Radionuklide

Die in der Natur vorkommenden natürlichen Radionuklide lassen sich nach ihrem Ursprung in *kosmogene*, *primordiale* und *radiogene*, d.h. einer Zerfallsreihe angehörige Nuklide einteilen.

Kosmogene Radionuklide werden ständig durch Wechselwirkung der kosmischen Strahlung mit der der Erdatmosphäre gebildet. Beispiele für kosmogene Radionuklide sind H-3, Be-7, C-14 und Na-22. Etwa 15 kosmogene Nuklide kommen in der Natur in messbaren Konzentrationen vor. Die Strahlenexposition durch kosmogene Radionuklide spielt jedoch eine untergeordnete Rolle.

Primordiale Radionuklide sind in der Nukleosynthese entstanden und so langlebig, dass sie bis heute nicht zerfallen sind. Man kann dabei unterscheiden zwischen Radionukliden, die den Beginn einer Zerfallsreihe bilden, also instabile Tochterkerne haben, und isolierten primordialen Radionukliden, deren Zerfall sofort zu einem stabilen Kern führt. Das für die Strahlenexposition bedeutendste isolierte primordiale Radionuklid ist K-40.

In der Natur kommen drei Zerfallsreihen vor, denen 48 Radionuklide angehören. Die Ausgangsnuklide dieser Zerfallsreihen sind Th-232, U-238 und U-235. Eine schematische Darstellung zeigt Abbildung 3.2.

Th-232 ist das Mutternuklid der sogenannten Thorium-Reihe, die beim stabilen Pb-208 endet. Diese wird auch $4n$ -Reihe genannt, da die Massenzahlen aller zur Zerfallsreihe gehörenden Nuklide durch $A=4n$ mit einer natürlichen Zahl n beschrieben werden können. Analog dazu wird die von U-238 ausgehende und beim Pb-206 endende Uran-Radium-Reihe auch $(4n+2)$ -Reihe, die von U-235 ausgehende Uran-Actinium-Reihe, die beim Pb-207 endet, auch $(4n+3)$ -Reihe genannt.

Die $(4n+1)$ -Reihe enthält im Vergleich zu den anderen Zerfallsreihen nur relativ kurzlebige Nuklide und ist aufgrund der im Vergleich zu den Mutternukliden der anderen Zerfallsreihen kürzeren Halbwertszeit des Mutternuklids Np-237, die $2 \cdot 10^6$ Jahre beträgt, bereits ausgestorben.

Uran

Natürliches Uran besteht zu 99,27 % aus U-238 und zu 0,72 % aus U-235 sowie zu 0,0056 % aus U-234, das als Zwischenprodukt in der Uran-Radium-Reihe entsteht. Das Isotopenverhältnis von U-238 und U-235 beträgt in der Natur $U-238/U-235 \approx 137$, was einem Aktivitätsverhältnis $a(U-238)/a(U-235) \approx 21,7$ entspricht. Es ist – mit Ausnahme fossiler Kernreaktoren wie zum Beispiel Oklo, Gabun [101] – als konstant anzusehen. Die Halbwertszeit von U-238 beträgt $4,468 \cdot 10^9$ Jahre, die von U-235 $7,038 \cdot 10^8$ Jahre und die von U-234 $2,455 \cdot 10^5$ Jahre. U-238 und U-235 bilden, wie oben erwähnt, jeweils den Anfang einer Zerfallsreihe.

Das lithophile Element Uran kommt in der Erdkruste mit einem durchschnittlichen Gehalt von 3 ppm vor. Besonders hohe Gehalte von bis zu 20 ppm weist in Deutschland der Kirchberger Granit in Sachsen auf. Wie auch Thorium ist Uran wegen seines großen Ionenradius ein geochemisch inkompatibles Element. Der Ionenradius beträgt als U(IV) 10,5 nm und als U(VI) 8,0 nm, somit ist er deutlich größer als der der meisten gesteinsbildenden Elemente.

Uran tritt in der Natur im Wesentlichen in den Oxidationsstufen +IV und +VI auf. In Gesteinen ist es hauptsächlich in der vierwertigen Form vorhanden, die eine sehr geringe Löslichkeit aufweist. Bei der Oxidation entsteht zunächst Uran in der Oxidationsstufe +V als UO_2^+ , das nur bei sehr niedrigem Redoxpotential stabil ist und sonst zu U(VI) weiter oxidiert wird. Als Uranyl $(UO_2)^{2+}$ bildet es leicht Komplexe, wobei als Liganden häufig Carbonat, Hydroxid, Phosphat und Sulfat vorkommen [56]. Das Tricarbonatouranyl $(UO_2(CO_3)_3)^{4-}$ ist in praktisch allen Gewässern in Konzentrationen der Größenordnung $10^{-6} - 10^{-5}$ g/L vorhanden [67]. Aus den äußeren Lagen von Gesteinen oder löslichen Mineralen kann Uran in Komplexform entfernt werden. Uran-Anreicherungen sind meistens durch chemische Ausfällung und Adsorption bedingt. Ursache hierfür ist ein Übergang zu reduzierenderem Milieu, pH-Wert oder Temperaturänderungen, wobei U(IV) aus U(VI) gebildet wird [56].

Radium

Radium ist mit der Ordnungszahl 88 der schwerste Vertreter der Gruppe der Erdalkalimetalle, wobei es in seinen chemischen Eigenschaften dem homologen Barium ähnelt. Es sind 25 Isotope bekannt, von denen aber nur vier in der Natur vorkommen. Dabei handelt es sich um die Isotope Ra-224 (Halbwertszeit 3,6 Tage) und Ra-228 (Halbwertszeit 5,7 Jahre) aus der Thorium-Reihe, Ra-223 (Halbwertszeit 11,4 Tage) aus der Uran-Actinium-Reihe und Ra-226 mit einer Halbwertszeit von 1600 Jahren aus der Uran-Radium-Reihe.

Für geologische Prozesse ist wegen seiner Halbwertszeit nur Ra-226 von Interesse. Für die Strahlenexposition spielen alle natürlich vorkommenden Radiumisotope eine Rolle. Insbesondere ist Ra-226 Mutternuklid von Rn-222, einem Edelgas, dem für die natürliche Exposition bedeutendstem Nuklid (s.u.). In Gesteinen liegt Radium meist im Gleichgewicht mit seinen Mutternukliden vor, in Böden oder Sedimenten können geochemisch bedingte Ungleichgewichte auftreten. Radium ist als Chlorid gut löslich, als Sulfat und Carbonat dagegen nur sehr schwer.

3.2 Radionuklide in der Umwelt

Uran/Radium $A=4n+2$											Th-234 24,1 d β^-	← α	U-238 4,5·10 ⁹ a
												Pa-234 1,2 min β^- 99,85 % β^- 0,15 %	
		Pb-214 26,8 min β^-	← α 99,98 %	Po-218 3,05 min β^- 0,02 %	← α	Rn-222 3,8 d	← α	Ra-226 1600 a	← α	Th-230 8·10 ⁴ a	← α	U-234 2,5·10 ⁵ a	
	Tl-210 1,3 min β^-	← α 0,04 %	Bi-214 19,8 min β^- 99,96 %	← α	At-218 ~2 s								
Hg-206 8,1 min β^-	← α 7,5·10 ⁻⁷ %	Pb-210 22 a β^- ~100 %	← α	Po-214 162 μ s									
	Tl-206 4,3 min β^-	← α 5·10 ⁻⁵ %	Bi-210 5,0 d β^- ~100 %										
		Pb-206 stabil	← α	Po-210 138,4 d									

Uran/Actinium $A=4n+3$											Th-231 25,6 h β^-	← α	U-235 7·10 ⁸ a
			Bi-215 7,4 min β^-	← α 97 %	At-219 0,9 min β^- 3 %	← α 4·10 ⁻³ %	Fr-223 22 min β^- ~100 %	← α 1,2 %	Ac-227 22 a β^- 98,8 %	← α	Pa-231 3,3·10 ⁴ a		
		Pb-211 36,1 min β^-	← α ~100 %	Po-215 1,8 ms β^- 5·10 ⁻⁴ %	← α	Rn-219 3,9 s	← α	Ra-223 11,4 d	← α	Th-227 18,7 d			
	Tl-207 4,8 min β^-	← α 99,68 %	Bi-211 2,15 min β^- 0,32 %	← α	At-215 ~100 μ s								
		Pb-207 stabil	← α	Po-211 0,52 s									

Thorium $A=4n$											Ra-228 5,7 a β^-	← α	Th-232 1,4·10 ¹⁰ a
												Ac-228 6,13 h β^-	
		Pb-212 10,6 h β^-	← α	Po-216 0,15 s	← α	Rn-220 55,6 s	← α	Ra-224 3,64 d	← α	Th-228 1,9 a			
	Tl-208 3,1 min β^-	← α 36,2 %	Bi-212 60,6 min β^- 63,8 %										
		Pb-208 stabil	← α	Po-212 0,3 μ s									

Abbildung 3.2: Schema der natürlichen Zerfallsreihen, nach [83]

In natürlichen Wässern wird allerdings das Löslichkeitsprodukt von Radiumverbindungen meist nicht überschritten [64].

Radium ist in der Lage, das homologe Barium in dessen Verbindungen zu ersetzen. Deswegen wird es in der Natur häufig mit schwerlöslichem $(\text{Ba}, \text{Ra})\text{SO}_4$, dem sogenannten Radiobaryt, mitgefällt. Eine Darstellung der Entstehung von Kontaminationen durch radiumhaltige Grubenwässer findet sich in Kapitel 3.3. Die Tendenz zur Komplexbildung ist im Vergleich zu anderen Erdalkali-Metallen gering [56].

Radon

Radon ist ein radioaktives Edelgas, das praktisch überall vorhanden ist. In den natürlichen Zerfallsreihen kommen die Isotope Rn-219, Rn-222 und Rn-220 vor. Das aus der U-238-Reihe stammende Rn-222 hat eine Halbwertszeit von 3,8 Tagen, das aus der Th-232-Reihe stammende Rn-220, auch Thoron genannt, besitzt eine Halbwertszeit von ca. 55 Sekunden. Das in der U-235-Reihe vorkommende Rn-219 wird auch Actinon genannt und zeigt eine Halbwertszeit von etwa 4 Sekunden. Letzteres ist wegen seiner kurzen Halbwertszeit für den Strahlenschutz kaum von Bedeutung.

Blei

Neben den stabilen Bleiisotopen treten in der Natur verschiedene instabile auf.

Pb-210 ist mit einer Halbwertszeit von 22,3 Jahren das langlebigste Tochternuklid von Rn-222 und ein Leitnuklid in der Uran-Radium-Zerfallsreihe. In der Uran-Radium-Zerfallsreihe tritt außerdem Pb-214 (Halbwertszeit 26,9 min), in der Uran-Actinium-Reihe Pb-211 (Halbwertszeit 36,1 min) und in der Thoriumreihe Pb-212 mit einer Halbwertszeit von 10,6 h auf.

Blei ist ein chalcophiles Element und zeigt nur geringe Löslichkeit in Wässern. Die Löslichkeit kann jedoch in Anwesenheit von komplexbildenden Liganden, z.B. Chlorid, Sulfid, Carbonat oder organischen Liganden, verbessert sein [12].

Pb-210 zerfällt über Bi-210 (Halbwertszeit 5,01 d) und Po-210 (138,4 d) zu stabilem Pb-206. Davon ist der reine α -Strahler Po-210 für die Strahlenexposition von herausragender Bedeutung.

Thorium

Thorium kommt in der Natur in allen drei Zerfallsreihen vor. Das Mutternuklid der Thorium-Reihe Th-232 hat mit $1,4 \cdot 10^{10}$ Jahren die längste Halbwertszeit. In dieser Zerfallsreihe tritt außerdem Th-228 ($t_{1/2} = 1,9$ a) auf. In der Uran-Radium-Reihe kommen Th-234 ($t_{1/2} = 24,1$ d) und Th-230 ($t_{1/2} = 7,5 \cdot 10^4$ a) vor, in der Uran-Actinium-Reihe Th-231 und Th-227. Thorium zeigt einen stark lithophilen Charakter. Wie auch Uran kommt es in den Hauptmineralen nur mit wenigen ppm vor. Thorium ist ein geochemisch immobiles Element, da seine Verbindungen nur eine sehr geringe Löslichkeit zeigen. Der wichtigste Vorgang zur Verlagerung ist der Transport in Suspension durch feinkörnigen Gesteinsdetritus [56].

Protactinium

Protactinium kommt in der Uran-Radium-Reihe als Pa-234, das auch einen metastabilen Zustand besitzt, und in der Uran-Actinium-Reihe als Pa-231 vor. Während Pa-234m mit 1,2 Minuten

und Pa-234 mit 6,7 Stunden verhältnismäßig kurze Halbwertszeiten haben, zeigt Pa-231 eine Halbwertszeit von $3,3 \cdot 10^4$ Jahren. In seinem geochemischen Verhalten ähnelt es dem Thorium [12].

Actinium

Das langlebigste Isotop des Actiniums, Ac-227, tritt in der Uran-235-Zerfallsreihe auf und hat eine Halbwertszeit von 22 Jahren. Außerdem kommt in der Thoriumreihe das kurzlebige Ac-228 ($t_{1/2} = 6,13$ h) vor. Es ist eines der seltensten Elemente der Erdkruste. In seinen allgemeinen chemischen Eigenschaften ähnelt es dem Lanthan. Über die Geochemie ist relativ wenig bekannt. In Seewasser und Sediment verhält es sich ähnlich wie Radium [35].

K-40

Natürliches Kalium enthält neben den stabilen Isotopen K-39 und K-41 auch zu 0,0117 % das Radionuklid K-40, das eine Halbwertszeit von $1,28 \cdot 10^9$ Jahren besitzt. K-40 kann sich durch β^- -Zerfall in Ca-40 und durch Elektroneneinfang in Ar-40 umwandeln. Es besitzt eine charakteristische Gammalinie bei 1460,8 keV. Der Anteil des K-40 am natürlichen Kalium kann als konstant angesehen werden. In der Natur ist Kalium ein weit verbreitetes Element. Es stellt ein wichtiges Kation bei der Bildung von Gesteinen dar, in Graniten und Tonsteinen kann der K-Gehalt bis zu 5 % betragen [56]. Es nimmt sehr intensiv am biologischen Kreislauf teil und wird bevorzugt in Pflanzen eingebaut.

3.2.2 Künstliche Radionuklide

Anthropogen erzeugte Radionuklide, die nicht Gegenstand der Untersuchungen in dieser Arbeit waren, sind heutzutage in der Umwelt durch die Freisetzungen aus oberirdischen Kernwaffentests in den fünfziger und sechziger Jahren sowie dem Reaktorunfall in Tschernobyl 1986 praktisch überall nachweisbar. Die künstlichen Radionuklide lassen sich nach ihrer Entstehung in *Actiniden*, *Spaltprodukte* und *Aktivierungsprodukte* einteilen.

Die Actiniden entstehen aus Uran- und anderen schweren Isotopen durch Neutroneneinfang. Prominentestes Beispiel ist Pu-239, das nach Einfang eines Neutrons und zweimaligem β^- -Zerfall aus U-238 entsteht. Aus leichten, stabilen Isotopen entstehen durch Neutroneneinfang die sogenannten Aktivierungsprodukte. Hierbei ist insbesondere Co-60 zu nennen. Die Spaltprodukte schließlich sind die bei der Spaltung entstehenden Bruchstücke der schweren Kerne. Als Nuklide mit Neutronenüberschuss sind sie β^- -Strahler. Zu den Spaltprodukten zählen unter anderem Cs-137 und Sr-90.

Künstliche Radionuklide sind – mit Ausnahme spezieller Kontaminationssituationen – nur in geringen Konzentrationen in der Umwelt vorhanden, so dass sie für die Strahlenexposition eine untergeordnete Rolle spielen. Da jedoch Cs-137 bei den durchgeführten Untersuchungen leicht erfasst werden konnte, wurden die Aktivitäten dieses Nuklides mitbestimmt. Die Messung anderer künstlicher Nuklide hingegen war bei den in der Umwelt vorkommenden Konzentrationen mit den eingesetzten Messmethoden nicht möglich.

Cs-137

Cs-137 ist ein reiner β^- -Strahler mit einer Halbwertszeit von 30,17 Jahren, der mit einer Wahrscheinlichkeit von 94,6 % in das kurzlebige Ba-137m zerfällt. Dieses wiederum geht mit einer Halbwertszeit von 2,5 Minuten unter Aussendung eines Gammaquants mit einer Energie von 661,7 keV in den Grundzustand über. Mit einer Wahrscheinlichkeit von 5,4 % zerfällt Cs-137 direkt in Ba-137g.

3.3 Erhöhte Aktivitäten natürlicher Radionuklide

Erhöhte Radiumgehalte in Grubenwässern

Grubenwässer weisen häufig sehr hohe Salzgehalte und auch hohe Radiumkonzentrationen auf [131]. Anreicherungen anderer Radionuklide sind dagegen aufgrund der chemischen Eigenschaften nicht zu finden [69]. Solche Grubenwässer aus großer Tiefe können im Ruhrgebiet eine Konzentration an Ra-226 von bis zu 60 Bq/L und an Ra-228 bis zu 30 Bq/L aufweisen [58]. In schlesischen Bergwerken in Polen werden noch höhere Konzentrationen von bis zu 110 Bq/L für Ra-226 und bis zu 70 Bq/L für Ra-228 vorgefunden [133].

Nach [131] ist der Übergang des Radiums vom Gestein in Poren- oder Kapillarwasser eine Kombination von Rückstoß- und Auswascheffekten. Ein Teil des Radiums wird an den Porenwänden adsorbiert, so dass sich ein Gleichgewicht zwischen adsorbiertem und gelöstem Stoff einstellt. Wenn nun die Poren in Kontakt mit fließendem Wasser kommen, kann eine Diffusion des gelösten Radiums in das fließende Wasser auftreten, womit ein Übergang von adsorbiertem Stoff in das Porenwasser zur Aufrechterhaltung des Gleichgewichtes einhergeht [19].

Beeinflusst wird der Übergang von Radium in die Lösung von der Anwesenheit anderer Ionen. Insbesondere Ba^{2+} , aber auch Sr^{2+} sowie einwertige Ionen wie Na^+ oder K^+ können Radium aus der Adsorption verdrängen.

Befinden sich nun Radiumionen in der Lösung, so hängt das weitere Verhalten von der Anwesenheit anderer Ionen ab. Hierbei sind Sulfat- und Bariumionen von Bedeutung. Radiumsulfat zeigt ein Löslichkeitsprodukt von $4,2 \cdot 10^{-11} \text{ mol}^2/\text{L}^2$, das ähnlich gering wie das von Bariumsulfat ist ($1,0 \cdot 10^{-10} \text{ mol}^2/\text{L}^2$). Dies wird aber in natürlichen Wässern praktisch nie erreicht. Radium ist also in Abwesenheit von Barium löslich, in Anwesenheit von Barium nur, wenn kein Sulfat vorhanden ist.

In Tiefenwässern des Ruhrgebietes sind Bariumgehalte von bis zu einigen Gramm pro Liter beobachtet worden. Diese hohen Konzentrationen werden durch sulfatreduzierende Bakterien verursacht, die das im Gestein vorhandene Bariumsulfat (BaSO_4 , Baryt) reduzieren [131].

Sind sowohl Barium als auch Sulfat vorhanden, kommt es sofort zur Ausfällung von Bariumsulfat unter Mitfällung des homologen Radiums, und es entsteht das sogenannte Radiobaryt $(\text{Ba,Ra})\text{SO}_4$.

Zu unterscheiden sind zwei Typen von Grubenwässern. Wasser vom Typ A enthält sowohl Radium als auch Barium, aber kein Sulfat. In polnischen Bergwerken wurde für diese Wässer ein charakteristisches Verhältnis der Aktivitäten von Ra-228 zu Ra-226 von etwa 0,5 vorgefunden [133]. Vermischt sich dieses Wasser mit sulfathaltigem, so kommt es sofort zur Ausfällung von Radiobaryt.

Wasser vom Typ B dagegen enthält Radium- und Sulfationen, aber kein Barium. Das Aktivitätsverhältnis von Ra-228 zu Ra-226 liegt bei 2–3 [133]. Tritt dieses Wasser mit sulfathaltigen Wässern zusammen, so kommt es nicht zu Ausfällungen. Radium kann nur durch Adsorption an Schwebstoff und Sedimenten aus der Lösung entfernt werden, weshalb Kontaminationen auch über größere Distanzen zu finden sind. Die beobachteten Radiumgehalte in den Sedimenten sind allerdings geringer als bei Kontaminationen durch Typ-A-Wässer.

Rückstände aus Uranerzbergbau und -aufbereitung

Pechblende war bereits im Mittelalter aus dem Silberbergbau im Erzgebirge bekannt. Sie wurde damals mit taubem Gestein auf Halden verbracht [34]. Diese Hinterlassenschaften des Altbergbaus können zu lokal begrenzten Kontaminationen der Umwelt führen.

Die Entwicklung des Uranerzbergbaus im Einzugsbereich der Sowjetunion, in dem beide in dieser Arbeit betrachteten Situationen aus dem Uranerzbergbau lagen, begann im Jahr 1945. Ab 1946 wurde im Erzgebirge Uran produziert. Dabei gelangten radioaktive und chemotoxische Stoffe wie Schwermetalle auf verschiedenen Wegen in die Umwelt [34]:

- Ableitungen mit Abwässern aus Gruben, Tagebauen und Aufbereitungsanlagen,
- Ableitung von Stäuben und Radon mit der Luft,
- aus Tagebauen und Halden,
- aus Rückständen der Uranerzaufbereitung.

Dabei bilden die Rückstände der Uranerzaufbereitung, die sogenannten Tailingmaterialien, das mit Abstand höchste Gefährdungspotential. In diesem Material findet sich mit Ausnahme des Urans, das bei der Aufbereitung mechanisch und chemisch abgetrennt wurde, das gesamte Nuklidinventar des Erzes in hohen Konzentrationen. Das Material ist fein gemahlen und durch die tonartige Konsistenz schwer in Absetzbecken zu stabilisieren [34]. Typische Konzentrationen von Ra-226 und dessen Folgeprodukten betragen in solchem Material mehrere 10 Bq/g. Zu erwähnen ist hierbei, dass auch die gammaspektrometrisch nicht oder nur schwer erfassbaren Tochternuklide von U-238 und U-235, Th-230, Pa-231 und Ac-227, gegenüber dem Uran deutlich angereichert sind. Die Materialmengen können viele Millionen Tonnen betragen und die Hinterlassenschaften große Flächen einnehmen [86].

Ableitungen mit dem Wasser sind vor allem für die lösliche Form $(\text{UO}_2)^{2+}$ des Urans, aber auch für andere Nuklide, die in löslicher oder partikulärer Form transportiert werden, von Bedeutung. Der Aufbau von Wasserbehandlungsanlagen hat im Bereich des Erzgebirges dabei zu einer deutlichen Verringerung der Nuklidbelastungen in Gewässersystemen geführt [121].

3.4 Gleich- und Ungleichgewichte

Natürliche Böden und genügend alte Sedimente weisen innerhalb der jeweiligen Zerfallsreihen ein radioaktives Gleichgewicht auf. Diese Gleichgewichte können sowohl durch natürliche als auch durch anthropogene Ursachen gestört werden. Die dabei entstehenden Ungleichgewichte ermöglichen Rückschlüsse über die Art und Ursache der Störungen.

Daüberhinaus können solche Ungleichgewichte für Altersbestimmungen benutzt werden. Die wesentlichen Radionuklidpaare für diese Betrachtungen sind U-238/Ra-226 und Pb-210/Ra-226 sowie das Aktivitätsverhältnis der Radionuklide Ra-228 und Ra-226, die im Gegensatz zu den anderen Paaren nicht in genetischem Zusammenhang stehen.

3.4.1 Ungleichgewichte in der Uran-Radium-Zerfallsreihe

Im Bereich geogener Aktivitäten befinden sich U-238 und Ra-226 im radioaktiven Gleichgewicht. Diese Nuklide sind im Wesentlichen in der Silikatmatrix in Böden und Sedimenten gebunden. Wenn bei erhöhten Aktivitäten eine Gleichgewichtssituation vorliegt, kann von einem partikulärem Eintrag von uranerzhaltigem Material ausgegangen werden [88]. Dies kann auf technische Prozesse hindeuten, aber auch natürliche Ursachen haben.

Die Verschiebung des Gleichgewichtes zum Uran, also erhöhte U-238-Aktivitäten ohne korrespondierende Ra-226-Werte, deuten auf Adsorption von gelöst transportiertem Uran hin. In der Oxidationsstufe +VI ist Uran auch bei neutralen pH-Werten mobil. Diese Ungleichgewichte werden bei Böden und Sedimenten aus Gebieten, die durch Uranerzbergbau beeinflusst sind, beobachtet. Es handelt sich also um anthropogene Beeinflussung.

Gegenüber dem Uran erhöhte Werte von Ra-226 lassen sich sowohl im Bereich des Uranerzbergbaus als auch in durch Steinkohlebergbau beeinflussten Gebieten vorfinden. In Gebieten des Steinkohlebergbaus ist die Anreicherung von Ra-226 auf den Eintrag von Grubenwässern zurückzuführen, die Radium im Allgemeinen in partikulär gebundener Form transportieren. Dies geht außerdem einher mit deutlich niedrigeren Aktivitäten von Pb-210, da es sich um einen selektiven Eintrag von Radium handelt. Pb-210 wächst nach, bis sich nach genügend langer Zeit ein radioaktives Gleichgewicht einstellt. Auch die Gehalte von Th-230, dem Mutternuklid des Ra-226, sind in diesem Fall niedrig.

Für den Uranerzbergbau ist die Anreicherung von Ra-226 auf den Eintrag von Aufbereitungsrückständen zurückzuführen, wenn die Aktivität deutlich über dem natürlichen Hintergrund liegt. Dies geht außerdem einher mit der Anreicherung von Th-230, da nur U-238 und U-234 abgetrennt werden. Weiterhin sind in Aufbereitungsrückständen Pa-231 und Ac-227 gegenüber U-235 angereichert. Die Aktivitäten von Pb-210 sind in solchen Proben im Allgemeinen mit der von Ra-226 vergleichbar.

Eine Anreicherung von Pb-210 gegenüber Ra-226 kann durch die Deposition von Pb-210 aus der Atmosphäre und anschließende Ab- bzw. Auswaschung verursacht sein.

3.4.2 Das Verhältnis Ra-228/Ra-226

Eine weitere Größe, die für die Beurteilung von anthropogenen Einflüssen große Bedeutung hat, ist das Verhältnis Ra-228/Ra-226. Dabei steht Ra-228 als Nuklid der Thorium-Zerfallsreihe nicht in genetischem Zusammenhang mit Ra-226.

Für die Gebiete des Uranbergbaus im Erzgebirge sind keine Vergesellschaftungen von Uran und Thorium bekannt, daher kann hier das Aktivitätsverhältnis der beiden Radiumisotope als Indikator für bergbaulichen Einfluss dienen [8, 40]. Dazu wurde in [8] das Verhältnis Ra-226/Ra-224 verwendet.

Dies ist insofern problematisch, als Ra-224 ein kurzlebiges Tochternuklid des Th-228, das eine andere Geochemie besitzt, ist und zum Messzeitpunkt bereits mit diesem im radioaktiven Gleichgewicht steht. Für die Beurteilung von Kontaminationssituationen aus dem Steinkohlebergbau mit selektiven Radiumanreicherungen ist die Verwendung der Aktivität von Ra-224 somit nicht geeignet. Das langlebigere Ra-228, das aus dem α -Zerfall von Th-232 stammt, ist dagegen geochemisch ungestört und auch für Kontaminationen aus dem Kohlebergbau als Indikator geeignet. In den Gebieten des Uranbergbaus ist dagegen zu erwarten, dass Ra-228 mit Th-228 und Ra-224 im Gleichgewicht steht. Daher wird in dieser Arbeit nur die Aktivität von Ra-228 als Indikator verwendet. Bei der Beurteilung von Ungleichgewichten innerhalb der Uran-Radium-Reihe werden alle Verhältnisse auf die Aktivität von Ra-226 bezogen, daher wird in dieser Arbeit das Verhältnis Ra-228/Ra-226 verwendet. Das im Muldebericht [8] verwendete Verhältnis lässt sich leicht in das hier verwendete umrechnen.

Der Mittelwert des Verhältnisses Ra-226/Ra-224 für nicht durch den Uranbergbau beeinflusste Gebiete des Erzgebirges liegt bei $1,4 \pm 0,3$ [8]. Dies entspricht – bei für geogene Böden anzunehmendem Gleichgewicht in den Zerfallsreihen – einem Verhältnis $a(\text{Ra-228})/a(\text{Ra-226})$ von 0,58–0,90. Liefert ein Prozess zusätzliches Ra-226 ohne korrespondierendes Ra-228, so wird das Verhältnis zugunsten von Ra-226 verschoben. Als uranbergbaulich beeinflusste Proben können danach solche mit $a(\text{Ra-226})/a(\text{Ra-224}) \geq 2$ bzw. $a(\text{Ra-228})/a(\text{Ra-226}) \leq 0,5$ angesehen werden.

In Gebieten des Steinkohlebergbaus am Niederrhein kann für Grubenwässer ein Aktivitätsverhältnis von Ra-228 zu Ra-226 von 0,5 angenommen werden [96].

4 Experimentelles

4.1 Ortsdosisleistung

4.1.1 Grundlagen

Als *Ortsdosisleistung* oder kurz *ODL* wird die durch Photonenstrahlung verursachte Äquivalentdosisleistung in 1 m Höhe über dem Boden bezeichnet. Sie ist ein Maß für die durch externe Bestrahlung verursachte Exposition und lässt Rückschlüsse auf Aktivitätsgehalte in der Umgebung zu. Sie besteht im Normalfall aus zwei Komponenten: der *kosmischen* und der *terrestrischen Strahlung*.

Messgrößen der Ortsdosisleistung

Vorgeschrieben ist seit der Novellierung der Strahlenschutzverordnung im Jahre 2001 die Messung als *Umgebungs-Äquivalentdosisleistung* $\dot{H}^*(10)$ [110]. Diese ist definiert als Äquivalentdosisleistung in 10 mm Tiefe in der ICRU-Kugel, einer Kugel aus gewebeäquivalentem Material der Dichte 1 g/cm^3 mit 30 cm Durchmesser. Sie ist ein Schätzwert für die in tieferliegenden Organen verursachte Dosisleistung. Darüber hinaus gibt es für Strahlung geringer Eindringtiefe die Richtungs-Äquivalentdosisleistung $\dot{H}'(0,07, \vec{\Omega})$. Diese ist jedoch für diese Arbeit nicht relevant.

Für eine Übergangszeit ist außerdem noch die früher gebräuchliche Messgröße *Photonen-Äquivalentdosisleistung* $\dot{H}_x$ erlaubt. Diese ist definiert als Produkt der Standard-Ionendosisleistung $\dot{J}_S$, gemessen in Luft, mit einem Konversionsfaktor: $\dot{H}_x = f \cdot \dot{J}_S$, $f = 0,01 \text{ Sv/R} = 38,8 \text{ Sv/C}$. Sie lässt sich auch näherungsweise aus der Luftkermaleistung $\dot{K}_a$ errechnen: $\dot{H}_x = f_K \cdot \dot{K}_a$, $f_K = 1,141 \text{ Sv/Gy}$.

Den Zusammenhang zwischen $\dot{H}^*(10)$ und $\dot{H}_x$ bei monoenergetischer Photonenstrahlung zeigt Abbildung 4.1. Der Quotient der beiden Messgrößen liegt in dem Energiebereich, der für die Gammastrahlung natürlicher Radionuklide relevant ist, über 1. Die Photonenäquivalentdosisleistung wird in diesen Fällen also durch die Umgebungs-Äquivalentdosisleistung überschätzt. Sie ist außerdem abhängig vom Energiespektrum. Für jede spektrale Verteilung müsste der Umrechnungsfaktor daher einzeln bestimmt werden. Die Abweichungen sind jedoch gering, so beträgt der Faktor 1,07 bei einem Spektrum mit jeweils gleichen Anteilen der U-238- und der Th-232-Reihe sowie K-40 [132]. Für das Spektrum von Ra-226 im Gleichgewicht mit seinem Folgenukliden beträgt er 1,05 [108]. Da keine genauen Informationen über die Spektren an jedem Messort vorliegen, wird die Abschätzung $\dot{H}^*(10) = \dot{H}_x$ verwendet, die auch vom Normenausschuss Radiologie empfohlen wird [2].

Kosmische Komponente

Die kosmische Komponente der Ortsdosisleistung wird durch die kosmische Strahlung und deren Wechselwirkung mit der Erdatmosphäre verursacht.

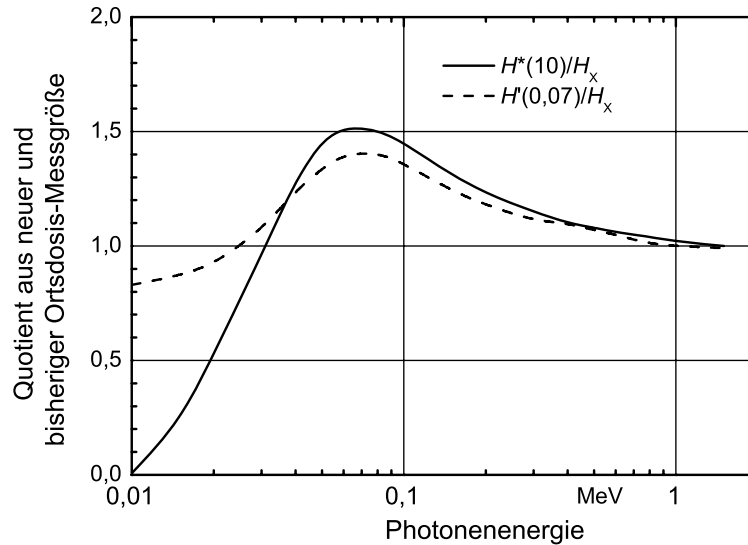


Abbildung 4.1: Zusammenhang zwischen Ortsdosismessgrößen, aus [119].

In der Umgebung der Erde gibt es zwei Arten von kosmischer Teilchenstrahlung: die solare Strahlung (engl. solar cosmic radiation, SCR), die von der Sonne ausgeht, und die galaktische Strahlung (engl. galactic cosmic radiation, GCR) von außerhalb des Sonnensystems aus der Galaxis oder auch von Quellen außerhalb unserer Galaxis. Die für die Strahlenexposition des Menschen auf der Erde relevante hadronische Komponente der GCR besteht zu 87 % aus Protonen, zu 12 % aus α -Teilchen und zu 1 % aus schwereren Ionen. Die mittleren Energien dieser galaktischen Strahlungsteilchen liegen bei einigen GeV pro Nukleon. Teilchen mit Energien bis zu 10^{21} eV wurden beobachtet [74].

Beim Auftreffen auf die Erdatmosphäre können die Teilchen der GCR mit den Atomen der Atmosphäre wechselwirken. Die hohen Energien der galaktischen kosmischen Strahlungsteilchen reichen aus, um ganze Kaskaden von Wechselwirkungen auszulösen, in deren Folge sekundäre hadronische, leptonische und elektromagnetische Teilchenfelder entstehen. An der Erdoberfläche erzeugen die verbleibenden Primärteilchen und die sekundären Strahlungsfelder eine externe Strahlenexposition des Menschen. Kernreaktionen in der Atmosphäre erzeugen eine Vielzahl kosmogener Radionuklide wie z.B. Be-7, C-17 oder Na-22.

Die solare kosmische Strahlung besteht im Mittel zu 98 % aus Protonen und ca. 2 % aus α -Teilchen. Die solaren Strahlungsteilchen werden hauptsächlich während energetischer Ausbrüche auf der Sonne (sogenannte Flares) von der Sonne emittiert. Sie haben steil mit der Teilchenenergie abnehmende, von Flare zu Flare variierende Spektren und Intensitäten. Die Maximalenergien der SCR liegt bei einigen Hundert MeV pro Nukleon. Aufgrund ihrer vergleichsweise niedrigen Energien verlieren die solaren Strahlungsteilchen ihre Energie in der Erdatmosphäre überwiegend durch elektronische Bremsung. In tieferen Schichten der Atmosphäre tragen sie nicht signifikant zur Strahlenexposition des Menschen bei.

Die gesamte Dosisleistung der kosmischen Strahlung hängt wesentlich von der Höhe über

Meeresspiegel ab. Sie beträgt in Mitteleuropa auf Meeresniveau etwa 30 nSv/h, die durch Photonenstrahlung verursacht werden. Hinzu kommt eine Dosisleistung, die durch Neutronen verursacht wird und mit etwa 0,05 nSv/h abgeschätzt werden kann [114]. Mit steigender Höhe nimmt die kosmische Komponente der Ortsdosisleistung zu.

Terrestrische Komponente

Die terrestrische Komponente wird durch radioaktive Stoffe in Gesteinen und Böden verursacht. Den größten Beitrag liefern die Nuklide der Uran- und Thorium-Zerfallsreihen sowie K-40, die praktisch in jedem Gestein und jedem Boden in unterschiedlichen Konzentrationen vorhanden sind.

Die von der terrestrischen Gammastrahlung im Freien verursachte Komponente beträgt in Deutschland im Mittel etwa 57 nSv/h. Sie ist jedoch regional höchst variabel und kann zum Beispiel in Sachsen und Thüringen, aber auch im Bayerischen Wald oder im Schwarzwald bis zu 200 nSv/h betragen [16]. Nach UNSCEAR [114] liegt die Schwankungsbreite der terrestrischen Strahlung in Deutschland bei 5–400 nSv/h.

In Gebäuden, die aus geologischen Materialien gebaut sind, die ebenfalls signifikante Konzentrationen an natürlichen Radionukliden aufweisen, ist die Ortsdosisleistung durch die allseitige Umbauung im Allgemeinen höher, obwohl die Wände Strahlung aus dem Boden absorbieren. So gibt Kemski [56] für den Aufenthalt in Gebäuden eine Erhöhung der Ortsdosisleistung von etwa 30 % gegenüber dem Aufenthalt im Freien an, UNSCEAR [114] bezogen auf Deutschland sogar um 40 %.

Sind aus Messungen die spezifischen Aktivitäten der Radionuklide im Boden bekannt, so kann näherungsweise die terrestrische Komponente der Ortsdosisleistung berechnet werden. Nach UNSCEAR 2000 [114] ergibt sich die Ortsdosisleistung durch K-40 sowie Nuklide der U-Ra- und Th-Zerfallsreihe zu

$$\dot{H}^*(10) = 0,0476 \frac{\text{nSv/h}}{\text{Bq/kg}} a(\text{K-40}) + 0,689 \frac{\text{nSv/h}}{\text{Bq/kg}} a(\text{Th-232}) + 0,527 \frac{\text{nSv/h}}{\text{Bq/kg}} a(\text{Ra-226}). \quad (4.1)$$

Dabei sind $a(\text{K-40})$, $a(\text{Th-232})$ und $a(\text{Ra-226})$ die spezifischen Aktivitäten von K-40, Th-232 bzw. Ra-226 im Boden. Die Umrechnung von Luftkermaleistung in Umgebungs-Äquivalentdosisleistung und die Tatsache, dass in der U-Ra-Zerfallsreihe die wesentlichen Gammastrahler Tochternuklide von Ra-226 sind [56], sind bereits eingerechnet. Die Berechnungsgrundlagen Bergbau [106, 109] berücksichtigen nur die Aktivität von Ra-226 im Boden und verwenden den Umrechnungsfaktor 0,53 (nSv/h)/(Bq/kg) nach UNSCEAR für dieses Nuklid.

4.1.2 Messungen der Ortsdosisleistung

Für die durch das ZSR durchgeführten Messungen, deren Ergebnisse in dieser Arbeit benutzt werden, kamen die in Tabelle 4.1 aufgeführten Messgeräte der Firma Thermo ESM zum Einsatz.

Die Messungen erfolgten in 1 m Höhe. Bei Messgeräten mit Impulsvorwahl wurde diese so getroffen, dass die statistische Unsicherheit unter 5 % liegt.

Kalibrierungen der Messgeräte durch den Hersteller und auch Eichungen beziehen sich immer auf 662-keV-Gammastrahlung (Cs-137). Zur Überprüfung der Gültigkeit für das Gammaspektrum

Tabelle 4.1: Verwendete Ortsdosisleistungs-Messgeräte

Gerät	Messgröße	Seriennummer	Einsatz	Kalibrierfunktion
FH40G-L	$\dot{H}_x$	11829	Lippe	$\dot{H}_x = (\dot{H}_{x, \text{angezeigt}} - 44,96 \text{ nSv/h})/1,05$
FH40G-L10	$\dot{H}^*(10)$	16046	Fossa	
mit Sonde FHZ672E10	$\dot{H}^*(10)$	200	Fossa	
FH40G-L	$\dot{H}_x$	12650	Fossa	$\dot{H}_x = (0,379x + 35,9) \text{ nSv/h}$
mit Sonde FHZ502P	Impulsrate		Fossa	
FH40G-L	$\dot{H}^*(10)$	15800	Fossa	

natürlicher Radionuklide und zur Qualitätssicherung wurde deshalb an ODL-Messvergleichen des BfS teilgenommen, siehe Kapitel 4.4.1. Die gewonnenen Korrekturfunktionen wurden in die Ergebnisse der Messungen mit einbezogen. Außerdem enthalten sämtliche Angaben der ODL in dieser Arbeit den Anteil der kosmischen Strahlung.

Die Geräteselbstanzeige, also der Nulleffekt, wurde von Ritzel [88] für das Messgerät FH40G-L10 mit der Sonde FHZ672E10 an zwei verschiedenen Stellen mit unterschiedlicher Ortsdosisleistung im Untergrundlabor der PTB im Salzstock Asse bei Wolfenbüttel bestimmt. An einem Messort ergab sich bei einem Vorgabewert der PTB von 2 nSv/h ein Messwert von $(4,5 \pm 0,2) \text{ nSv/h}$, am zweiten Messort wurden $(7,2 \pm 0,3) \text{ nSv/h}$ bei einer Vorgabe von 6 nSv/h gemessen. Der Anteil der Geräteselbstanzeige ist somit sehr gering und kann vernachlässigt werden.

4.2 Probenahme und -aufbereitung

4.2.1 Wasserproben

Für die Untersuchungen zur Exposition über den Wasserpfad in Kirgisistan wurden durch die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) genommene Wasserproben bereitgestellt. Die Probenmenge betrug pro Probe 500 mL. Sie wurden in lichtdichten Polyethylen-Flaschen (PE-Flaschen) angeliefert und waren angesäuert, aber nicht filtriert. Daher wurden sie zunächst über Porenfilter (Weite $0,45 \mu\text{m}$) filtriert, und das Filtrat in eine 500-mL-Ringschale (sog. Marinelli-becher) eingefüllt. Die Gefäße wurden gasdicht verschlossen und zur Einstellung des radioaktiven Gleichgewichts zwischen Radon und seinen Zerfallsprodukten für mindestens drei Wochen gelagert.

4.2.2 Sedimente

Schwebstoffbürtige Sedimente wurden als Mischprobe mit Hilfe einer Schöpfkelle über den interessierenden Gewässerabschnitt entnommen. Dabei sind etwa vier Liter wasserhaltiges Sediment aus der obersten Schicht entnommen und die Fraktion $>2 \text{ mm}$ durch ein Sieb abgetrennt worden. Das Sediment wurde dann in konditionierte Weithals-PE-Flaschen abgefüllt.

Zur Untersuchung wurde das wasserhaltige Sediment zunächst in offenen Schalen vorgetrocknet und anschließend im Trockenschrank bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Dabei wurde nach [76] vorgegangen. Das trockene Sediment wurde mit Hilfe einer Schwingscheibenmühle zerkleinert und homogenisiert und in 500-mL-Ringschalen, bei geringen Probenmengen auch in

80-mL-Petrischalen eingefüllt und verdichtet. Diese Messgefäße bestanden aus Polystyrol und wurden nicht wiederverwendet. Anschließend wurden die Gefäße verklebt und zur Einstellung des radioaktiven Gleichgewichtes zwischen Radon und seinen Töchtern mindestens drei Wochen gelagert.

Die Feststoffproben aus Mailuusuu, Kirgisistan wurden in PE-Flaschen angeliefert und gemäß der oben stehenden Vorgehensweise weiterverarbeitet.

4.2.3 Böden

Für die im Rahmen des Gutachtens zur Exposition an Fossa Eugeniana und Rheinberger Altrhein entnommenen Bodenproben wurden Probenahmeflächen nach ihrer Ortsdosisleistung ausgewählt. Dabei wurden Flächen von 100 m² mit Hilfe eines Bohrstockes beprobt. Die Flächen hatten Abmessungen von 5 m × 20 m oder 10 m × 10 m und wurden mit 33–36 Einstichen beprobt. Diese wurden zu einer Mischprobe vereinigt. Die Proben stammten jeweils aus dem Tiefenbereich 0–20 cm oder 0–10 cm.

Die Bodenproben wurden in Übereinstimmung mit [129] im Trockenschrank bei 50 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und der Wassergehalt bestimmt. Die getrocknete Bodenprobe wurde zerkleinert und homogenisiert, der Skelettanteil und die Fraktion >2 mm verworfen. Als Messgefäße wurden wiederum entweder Ringschalen oder Petrischalen verwendet. Danach wurde analog zu den Sedimenten weiter vorgegangen.

Die Proben, die von Mitarbeitern des ZSR an der Lippe genommen worden waren, wurden mit Hilfe eines Spatens gewonnen. Hier wurde die oberste Bodenschicht im Tiefenbereich 0–ca. 15 cm beprobt. Die Probenaufbereitung erfolgte analog zu den Proben von Fossa Eugeniana, jedoch war der getrocknete Boden nicht so sehr zerkleinert. Für die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Messungen wurde das Material daher nur noch zerkleinert, homogenisiert und in die Messgefäße, wiederum 500-mL-Ringschalen oder 80-mL-Petrischalen, eingefüllt. Die Gefäße wurden versiegelt und zur Äquilibration gelagert.

4.2.4 Biomaterialien

Im Rahmen des Gutachtens zur Exposition an Fossa Eugeniana und Rheinberger Altrhein wurden auch verschiedene Biomaterialien untersucht. Dabei handelte es sich um Weidegras, Fische sowie Kaninchen und Nutrias.

Das Weidegras wurde mit einem Balkenmäher entnommen, wobei über die Weidefläche verteilt Streifen von etwa 1 m × 5 m abgemäht wurden. Aus den einzelnen Streifen wurden Stichproben entnommen und zur Mischprobe vereinigt. Die Probe wurde gemäß [130] getrocknet und verascht. Die Asche wurde homogenisiert und in 80-mL-Petrischalen eingefüllt. Das weitere Vorgehen entsprach dem bei den Sedimenten.

Die untersuchten Fische wurden durch die LINEG mit einer Elektrofischerei gewonnen und als Ganzes tiefgekühlt bereitgestellt. Nach dem Ausnehmen wurde zunächst das essbare Muskelfleisch von Gräten und Haut getrennt.

Ebenfalls von der LINEG bereitgestellt wurden Kaninchen und Nutrias. Diese wurden zunächst gehäutet und ausgenommen, danach wurde ebenfalls das essbare Fleisch von Knochen getrennt.

Da sich sowohl bei den Fischen als auch bei den anderen Tieren das Fleisch wesentlich besser abtrennen ließ, wenn es gegart war, kam bei der Separation ein Mikrowellenherd zum Einsatz.

Die Fleisch- und die Fischproben wurden anschließend im Muffelofen getrocknet und verascht, wobei nach [32, 55] vorgegangen wurde. Nach der Homogenisierung wurden die Proben in Petrischalen eingefüllt und analog zu den Sedimenten weiter behandelt.

4.3 Gammaspektrometrie

Sehr viele der für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt relevanten Nuklide emittieren Gammastrahlung, und die jeweiligen Gammaenergien sind charakteristisch für die verschiedenen Nuklide. Die wichtigste spektrometrische Methode ist daher die hochauflösende Gammaspektrometrie. Diese bietet darüber hinaus den Vorteil, dass sie zerstörungsfrei ist, also ohne aufwändige chemische Aufbereitung der Proben auskommt [21].

4.3.1 Wechselwirkung von Gammastrahlung mit Materie

Bei der Wechselwirkung von Gammaquanten mit Materie treten im Wesentlichen drei Effekte auf, die schematisch in Abbildung 4.2 dargestellt sind: der Photoeffekt, der Comptoneffekt und der Paarbildungseffekt. Daneben existieren noch die kohärente Streuung (auch Rayleigh-Streuung genannt) und der Kernphotoeffekt, die aber für die Gammaspektrometrie ohne Bedeutung sind.

Photoeffekt

Beim Photoeffekt wird ein Gammaquant durch ein Atom absorbiert. Die Energie des Quants wird dabei auf ein Elektron des Atoms übertragen, das aus der Elektronenhülle emittiert wird. Der Photoeffekt stellt also einen Ionisierungsprozess dar. Die Wechselwirkung findet dabei zwischen dem Photon und dem Atom als ganzem statt, tritt also nicht bei freien Elektronen auf.

Die Energie E_{Elektron} des sogenannten Photoelektrons ergibt sich zu

$$E_{\text{Elektron}} = h\nu - E_{\text{Bindung}}, \quad (4.2)$$

wobei $h\nu$ die Energie des Gammaquants und E_{Bindung} die Bindungsenergie des Photoelektrons ist. Das Photoelektron stammt meist aus der K- oder L-Schale der Elektronenhülle des Atoms. Die entstandene Fehlstelle kann durch ein Elektron aus einer höheren Schalen wieder aufgefüllt werden. Bei dieser Umstrukturierung der Elektronenhülle können charakteristische Röntgenstrahlung oder Auger-Elektronen entstehen, die allerdings meist wieder absorbiert werden. Die Prozesse können relativ komplex werden, sind aber für die Gammaspektrometrie praktisch ohne Bedeutung [61].

Die Wahrscheinlichkeit τ für den Photoeffekt lässt sich empirisch angeben als

$$\tau \propto \frac{Z^{4...5}}{E_{\gamma}^{3,5}}. \quad (4.3)$$

Die Wahrscheinlichkeit für den Photoeffekt nimmt also mit steigender Energie ab und mit höherer Kernladungszahl stark zu. Bei Energien bis etwa 100 keV ist der Photoeffekt die dominierende Wechselwirkung von Gammaphotonen mit Materie (siehe Abbildung 4.3).

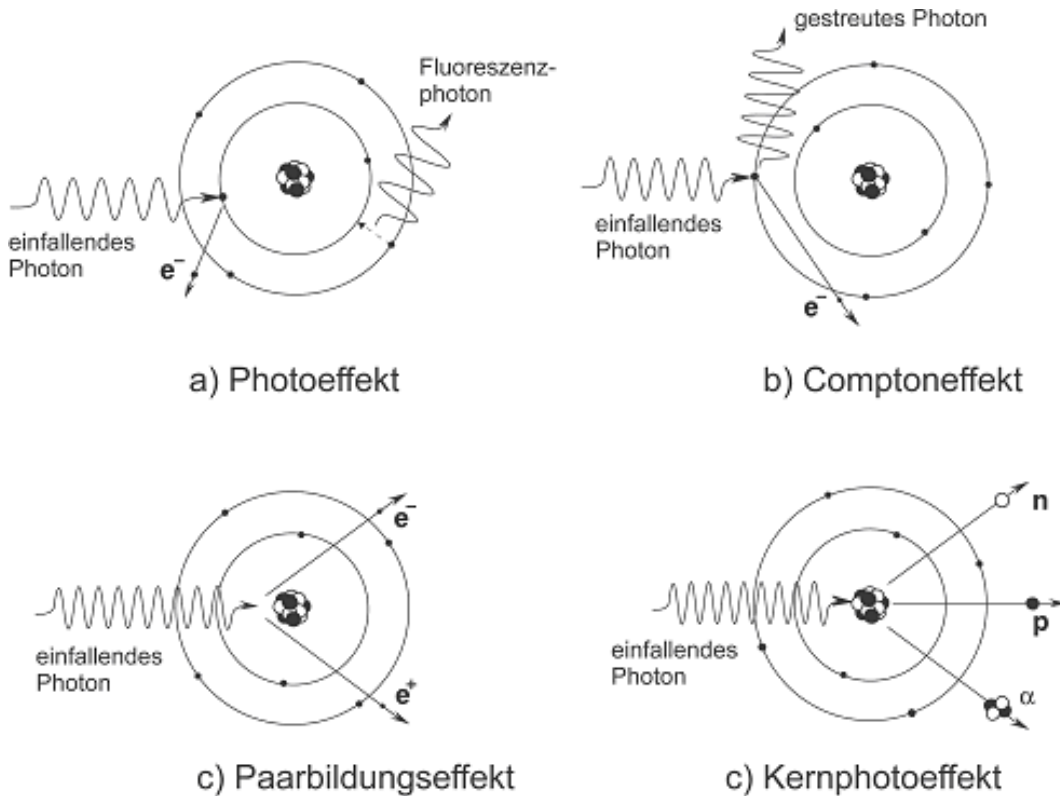


Abbildung 4.2: Wechselwirkungseffekte von Gammastrahlung mit Materie, aus [119].

Da τ stark von der Kernladungszahl abhängt, besteht insbesondere bei Proben mit hoher mittlerer Kernladungszahl die Möglichkeit, dass bei Zerfällen mit niedriger Gammaenergie die entstehenden Quanten bereits in der Probe wieder absorbiert werden. Dies ist der Grund für die schwierige Selbstabsorptionskorrektur bei niedrigen Gammaenergien wie im Falle von Pb-210, auf die in Kapitel 4.3.7 eingegangen wird.

Comptoneffekt

Der Compton-Effekt ist ein Wechselwirkungseffekt des Gammaquants mit einem Elektron der Hülle. Mit steigender Gammaenergie steigt auch die Wahrscheinlichkeit, dass das Photon Energie und Impuls nicht vollständig an ein Absorberatom abgibt, und das Photon gestreut wird. Das Elektron bezeichnet man dann als Compton- oder Rückstoß-Elektron, das gestreute Photon als Compton-Photon. Da Energie- und Impulserhaltung gelten müssen, erhält man für die Energie $h\nu'$ des unter dem Winkel θ gestreuten Photons

$$h\nu' = \frac{h\nu}{1 + \frac{h\nu}{m_e c^2} (1 - \cos(\theta))}, \quad (4.4)$$

wobei $h\nu$ die Energie des einfallenden Photons und $m_e c^2 = 511 \text{ keV}$ die Ruheenergie des Elektrons ist. Das Photon erfährt also nicht nur eine Richtungsänderung, sondern bedingt durch den

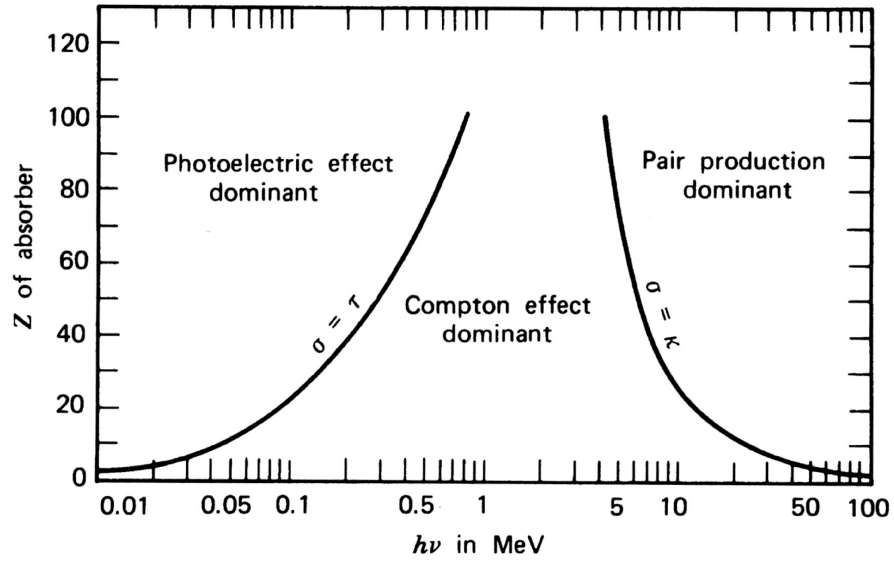


Abbildung 4.3: Relative Bedeutung der Wechselwirkungseffekte in Abhängigkeit von der Gammaenergie, aus [61].

Energieverlust auch eine Änderung der Wellenlänge. Für die Energie E_e des Compton-Elektrons ergibt sich

$$E_e = h\nu - h\nu', \quad (4.5)$$

die maximale Energie $E_{e,\max}$ erhält es bei einem Streuwinkel $\theta = \pi$:

$$\begin{aligned} E_{e,\max} &= \frac{h\nu}{1 + \frac{h\nu}{m_e c^2} (1 - \cos(\pi))} \\ &= \frac{h\nu}{1 + 2 \frac{h\nu}{m_e c^2}}. \end{aligned} \quad (4.6)$$

Die Wahrscheinlichkeit σ für den Comptoneffekt hängt von der Anzahl der Elektronen in der Atomhülle und somit linear von der Kernladungszahl Z ab. Sie wird beschrieben durch

$$\sigma \propto \frac{Z}{E_\gamma}. \quad (4.7)$$

Paarbildungseffekt

Wenn die Photonenenergie größer ist als die doppelte Ruheenergie des Elektrons, also $h\nu > m_e c^2 = 2 \cdot 511 \text{ keV} = 1022 \text{ keV}$, so wird der Paarbildungseffekt möglich. Dabei wird im Kernfeld eines Absorberatoms ein Elektron-Positron-Paar erzeugt, und das Photon verschwindet. Die über die Ruhmassen hinausgehende Photonenenergie wird als Bewegungsenergie auf Elektron und Positron übertragen. Das Positron reagiert praktisch sofort wieder mit einem Elektron aus der

Atomhülle unter Aussendung von Vernichtungsstrahlung, die die charakteristische Ruheenergie des Elektrons und Positrons von 511 keV besitzt.

Die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten der Paarbildung ist bei Gammaenergien von wenigen MeV noch sehr gering, bei über 10 MeV wird Paarbildung die dominierende Wechselwirkung von Gammaquanten mit Materie.

Für die Wahrscheinlichkeit κ gilt, dass sie ungefähr proportional zum Quadrat der Kernladungszahl des Absorbers ist:

$$\kappa \propto Z^2 \quad (4.8)$$

Kohärente Streuung und Kernphotoeffekt

Der Vollständigkeit halber seien noch zwei weitere Effekte erwähnt.

Die *kohärente* oder auch *Rayleigh-Streuung* ist ein Prozess ähnlich der Compton-Streuung, bei dem jedoch keine Energie vom Photon auf das Atom übertragen wird. Das Atom wird also weder ionisiert noch angeregt, und das Photon ändert seine Richtung, nicht aber seine Energie. Daher ist dieser Prozess für den Nachweis von Gammastrahlung nicht von Bedeutung.

Der *Kernphotoeffekt* tritt nur bei sehr hohen Photonenenergien auf. Hierbei wechselwirkt das Photon mit einem Atom, und die absorbierte Energie wird durch Ausstoß eines Nukleons abgegeben. Die für diesen Effekt notwendige Photonenenergie liegt also im Bereich der Bindungsenergie eines Nukleons (typischerweise 7–8 MeV). Derart hohe Gammaenergien treten ausschließlich bei künstlich erzeugten und sehr instabilen Nukliden auf.

4.3.2 Aufbau und Funktionsweise von Germanium-Halbleiterdetektor-Systemen

Die Detektorsysteme bestehen aus den Komponenten:

- Hochspannungsquelle (engl. *high voltage*, HV)
- Reinstgermanium-Halbleiterdetektor (Det) mit integriertem Vorverstärker (VV)
- Linearverstärker (LV)
- Vielkanalanalysator mit Pufferspeicher (engl. *multi channel buffer*, MCB) und Analog-Digital-Wandler
- Rechner zur Anzeige und Auswertung der Spektren (PC).

Kernstück aller Messsysteme bildet der Detektorkristall aus hochreinem Germanium (engl. *high purity germanium*, HPGe), der ungefähr ein Fremdatom pro 10^{12} Germanium-Atome enthält. Das hochreine Germanium heißt p-Typ-Germanium, wenn die verbleibenden Fremdatome Elektronenakzeptoren sind, bei verbleibenden Donatoren spricht man von n-Typ-Germanium. Der Detektor wird wie eine Diode in Sperrichtung betrieben, so dass sich die an Ladungsträgern verarmte Zone praktisch über das gesamte Kristallvolumen ausbildet. Die am äußeren Kontakt entstehende Schicht, die nicht zur verarmten Zone gehört, nennt man auch Totschicht, die verarmte Zone aktives Volumen. Dringt ein Photon in den Detektor ein, so werden durch die bekannten Wechselwirkungseffekte (Photo- und Comptoneffekt sowie Paarbildung, siehe Kapitel 4.3.1) Elektron-Loch-Paare erzeugt, da Elektronen aus dem Valenz- in das Leitungsband angehoben werden. Für

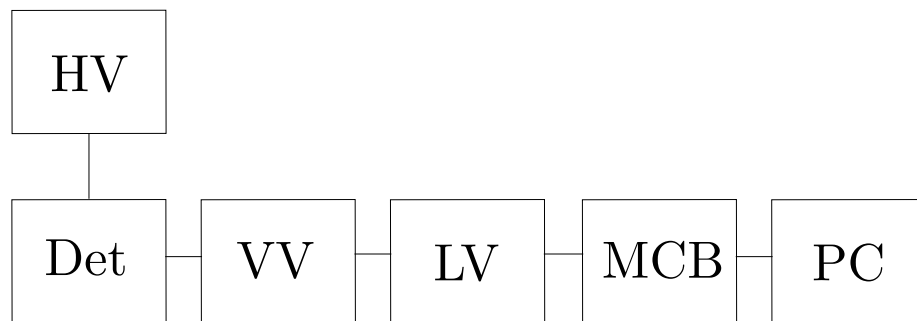


Abbildung 4.4: Aufbau eines gammaspektrometrischen Messsystems [121]. Zur Erläuterung siehe Text.

die Bildung eines Elektron-Loch-Paares ist bei der Betriebstemperatur von 77 K eine Energie von 2,96 eV notwendig, so dass ein Photon der Energie 1 MeV ungefähr 10^5 Ladungsträger-Paare erzeugt. Dies ist ein Grund für die hervorragende Energieauflösung. Das im Kristall herrschende elektrische Feld sorgt für eine schnelle Trennung der Ladungsträger und somit für einen Impuls im Vorverstärker, der an seinem Ausgang dann einen Spannungsimpuls liefert. Zur Minimierung der Leckströme durch Ladungsträger, die aus thermischen Effekten stammen, muss der Detektor bei der Temperatur von flüssigem Stickstoff betrieben werden. Die Notwendigkeit für eine solche Kühlung stellt den gravierendsten Nachteil von Germanium-Detektoren dar. Inzwischen sind erste elektromechanische Kühlsysteme am Markt, die sich jedoch noch nicht durchgesetzt haben.

Bauformen

Die für die Messungen zu dieser Arbeit verwendeten Detektoren sind in Tabelle A.1 dargestellt. Eingesetzt wurden dabei Detektoren mit zwei verschiedenen Kristallgeometrien: planar und coaxial.

Detektor Jenö ist ein planarer n-Typ-Detektor. Bei Reinstgermaniumdetektoren dieser Bauform werden die elektrischen Kontakte an den Stirnseiten des planaren Kristalls angebracht. Dabei kann der n^+ -Kontakt entweder durch Evaporation und anschließende Diffusion von Lithium auf den Germanium-Wafer oder durch direkte Implantation von Donor-Atomen mittels Beschleuniger realisiert werden. Gegenüber der Diffusion besitzt die Implantationstechnik den Vorteil, dass die Kontakt-Schicht sehr dünn und dadurch eine verbesserte Durchlässigkeit für niederenergetische Photonen gegeben ist. Allerdings besteht bei n-type-HPGes die Gefahr, dass durch die mit der Implantation verbundenen Strahlung Akzeptor-Stellen im Germanium erzeugt werden können, so dass außer der Implantation von Phosphor, bei der durch einen zusätzlichen Schritt die Donor-Atome elektrisch aktiviert werden müssen, Diffusion von Lithium die gängige Praxis darstellt [61]. Allgemein kann festgestellt werden, dass planare n-type-Detektoren auf Grund ihrer geringen Totschicht ein hohes Ansprechvermögen für niederenergetische Photonen haben und sich damit

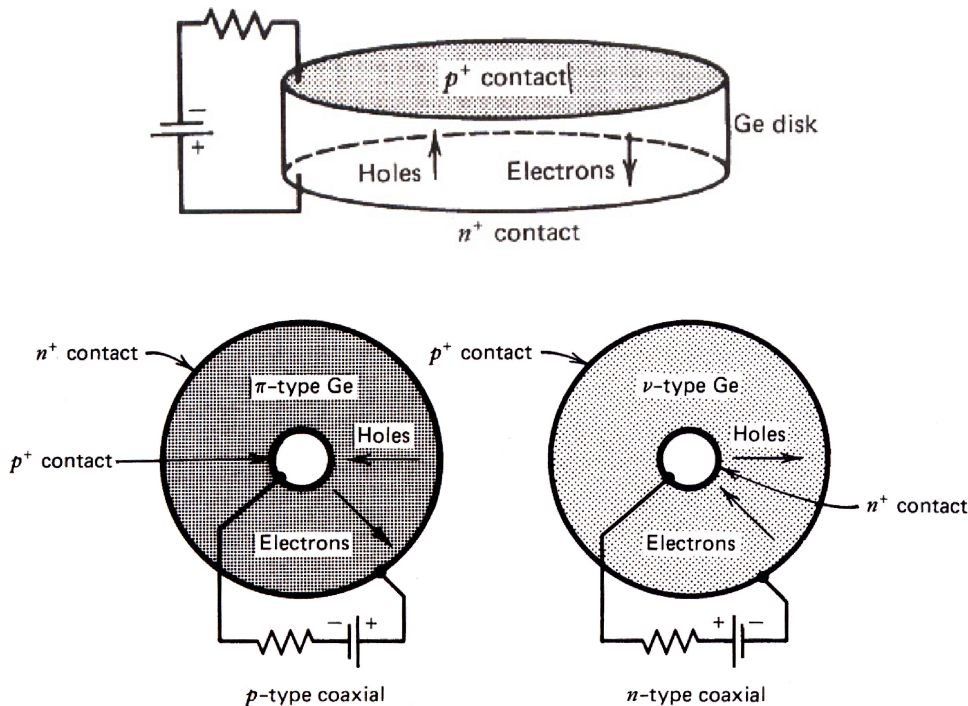


Abbildung 4.5: Schematische Darstellung eines planaren und eines coaxialen Germanium-Kristalls, nach [61]

hervorragend zum Nachweis von niederenergetischer γ -Strahlung eignen.

Bei planaren Kristallen beträgt die Höhe in der Regel nicht mehr als ein paar Zentimeter, so dass die Tiefe der an Ladungsträgern verarmte Zone nicht größer als 1 bis 2 cm sein kann. Daraus folgt unmittelbar, dass das aktive Volumen bei planaren Detektoren 10 bis 30 cm³ nicht überschreiten kann. Um Detektoren mit einem größeren aktiven Volumen herzustellen, geht man zu einer coaxialen Geometrie über. Hierbei wird in einen zylindrischen Germaniumkristall eine Bohrung eingebracht. Die elektrischen Kontakte werden auf der äußeren Fläche sowie in der Bohrung im Inneren angebracht. Auf diese Weise können aktive Volumina bis zu 750 cm³ erreicht werden. Wie in Abbildung 4.5 dargestellt, befindet sich im Fall eines p-Typ-Detektors der n⁺-Kontakt an der Außen- und der p⁺-Kontakt an der Innenfläche des zylindrischen Kristalls, bei n-Typ-Detektoren sind diese Anschlüsse entsprechend invertiert [61]. Dies führt dazu, dass n-Typ-Detektoren im Allgemeinen besser für den Nachweis niederenergetischer Gammastrahlung geeignet sind, da die äußere Totschicht eines p⁺-Kontakts wesentlich geringer ist als die eines durch Lithium-Diffusion erzeugten n⁺-Kontakts. Zusätzlich besitzt der Detektor Benno ein Eintrittsfenster in der Detektorkappe aus Beryllium, die Detektoren K2, K3 und Josef solche aus Kunststoff. Diese sind wegen der niedrigen Kernladungszahlen des verwendeten Materials für Gammastrahlung niedriger Energie gut zu durchdringen.

Software

Für die Auswertung der Gammaskpektren wurde die Software GAMMAW der Firma Westmeier GmbH verwendet. Die Peakflächen werden durch Anpassung einer Gaußfunktion und Berechnung des zugehörigen Comptonuntergrundes [126] ermittelt, was die Entfaltung sich überlappender Peakflächen ermöglicht.

4.3.3 Spektrenauswertung

Messgröße bei der Gammaskpektrometrie ist die spezifische Aktivität a eines Radionuklides. Die Einheit der spezifischen Aktivität ist Bq/kg, manchmal auch Bq/g = kBq/kg. Das Modell der Auswertung lautet

$$a = \frac{k}{\varepsilon_\gamma m P_\gamma} (R_N - R_0) \quad (4.9)$$

$$= \frac{k}{\varepsilon_\gamma m P_\gamma} \left(\frac{N_N}{t_N} - \frac{N_0}{t_0} \right) \quad (4.10)$$

$$=: \tau \left(\frac{N_N}{t_N} - \frac{N_0}{t_0} \right), \quad (4.11)$$

wobei k ein Faktor zur Summationskorrektion, ε_γ die Nachweiswahrscheinlichkeit des Detektors und P_γ die Emissionswahrscheinlichkeit für ein Photon der Energie γ und m die eingesetzte Probenmasse sind. R_N bzw. R_0 sind die Nettozählrate im Probenspektrum bzw. im Nulleffektspektrum.

Analog kann, wenn in 4.11 die Probenmasse m durch das Probenvolumen V ersetzt wird, die Aktivitätskonzentration in Bq/L bestimmt werden.

4.3.4 Energiekalibrierung

Zwischen Kanalnummer und zugehöriger Gammaenergie besteht bei den verwendeten Detektoren ein genügend gut linearer Zusammenhang, so dass im Prinzip nur für zwei bekannte Gammaenergien die zugehörigen Kanallagen bestimmt werden müssen. Die Verwendung eines Polynoms zur Beschreibung des Zusammenhangs Kanal-Energie ist jedoch gebräuchlich, da sie für Natrium-Iodid-Szintillationsdetektoren notwendig ist.

An die eingegebenen Kanal-Energie-Datenpaare passt die zur Auswertung verwendete Software GAMMAW ein Polynom 2. Grades der Form

$$E = E_1 + E_2 \cdot K + E_3 \cdot K^2, \quad (4.12)$$

an, hierbei ist E die Energie in keV und K die Kanalnummer. Bei Eingabe von zwei Datenpaaren wird nur eine lineare Funktion angepasst.

4.3.5 Halbwertsbreitenkalibrierung

Die verwendete Software GAMMAW passt an die im Probenspektrum enthaltenen Peaks nach der Untergrundsubtraktion eine Gaußfunktion an, was auch bei sich überlappenden Flanken eng

beieinander liegender Peaks eine Auswertung der Peakfläche ermöglicht. Hierzu benötigt die Software die Halbwertsbreite in Abhängigkeit von der Kanallage, um sich überlappende Peaks korrekt zu erkennen und auflösen zu können. Die Halbwertsbreite (englisch *FWHM*, *Full Width at Half Maximum*) ist die Breite eines Peaks auf halber Höhe des Maximums. Diese Breite wird bestimmt durch drei Faktoren [61]: die statistische Schwankung der Anzahl der von Gammaquanten gleicher Energie erzeugten Ladungsträger im Kristall, Schwankungen in der Effizienz der Trennung der Ladungsträger und Rauschen in der Signalverarbeitung. Diese Faktoren und somit die Halbwertsbreite hängen von der Gammaenergie und dem Detektor selbst ab.

Analog zur Energiekalibrierung wird auch hier ein Polynom 2. Grades zur Beschreibung der Halbwertsbreitenfunktion benutzt:

$$F = F_1 + F_2 \cdot K + F_3 \cdot K^2, \quad (4.13)$$

wobei F die Halbwertsbreite in Kanälen und K die Kanalnummer ist. GAMMAW berechnet beim Laden eines Spektrums automatisch eine solche Kalibrierfunktion. Diese automatische Berechnung funktioniert jedoch nicht immer zufriedenstellend, so dass auf von Hand durchgeführte Kalibrierungen zurückgegriffen wurde. Diese wurden manuell aus einem Kalibrierspektrum gewonnen.

4.3.6 Kalibrierung hinsichtlich der Nachweiswahrscheinlichkeit

Die *Nachweiswahrscheinlichkeit*, engl. *Efficiency*, ist definiert als Verhältnis der Anzahl der im Detektor nachgewiesenen Gammaquanten zur Gesamtzahl der emittierten Gammaquanten:

$$\varepsilon = \frac{N_{\text{detektiert}}}{N_{\text{emittiert}}}. \quad (4.14)$$

Zu unterscheiden sind die sogenannte totale Nachweiswahrscheinlichkeit, zu der alle im Detektor ausgelösten Effekte beitragen, und die Photopeakeffizienz, die nur die Impulse, die zu der Linie der jeweiligen Energie beitragen, berücksichtigt. Nur letztere ist für die Berechnung von Aktivitäten von Bedeutung, daher ist im Folgenden mit Nachweiswahrscheinlichkeit oder Efficiency immer die Photopeakeffizienz gemeint.

Da der Detektor nur einen kleinen Raumwinkel um die Probe abdeckt, die Gammastrahlung aber isotrop emittiert wird, ist bereits aus geometrischen Gründen klar, dass die Nachweiswahrscheinlichkeit kleiner als eins sein muss. Hinzu kommen Selbstabsorptionseffekte in der Probe, Absorption in Detektorkappe und -totschicht, die verhindern, dass die Photonen das aktive Volumen des Detektors erreichen. Weiterhin wird z.B. durch Comptonstreuung die Zählrate im Photopeak verringert.

Generell gibt es zur Messung der Nachweiswahrscheinlichkeit zwei unterschiedliche Ansätze: die nuklidspezifische und die energiespezifische Ermittlung. Bei der nuklidspezifischen Kalibrierung wird für die Messung der Efficiency dasselbe Nuklid verwendet, das in der Probe bestimmt werden soll. Dieser Ansatz wurde für Pb-210 benutzt, da dessen Bestimmung starken Einflüssen durch die Probenmatrix unterliegt, siehe Kapitel 4.3.7. Für alle anderen Nuklide wurde eine energiespezifische Kalibrierung durchgeführt. Dabei wird die Nachweiswahrscheinlichkeit für verschiedene Energien bestimmt und eine Ausgleichsfunktion berechnet, so dass für zwischen den Kalibrierlinien liegende Energien die Efficiency aus Interpolation gewonnen wird.

Zur Ermittlung der Nachweiswahrscheinlichkeiten wurden spezielle Kalibrierquellen verwendet, die mit bekannten Aktivitäten verschiedener Radionuklide versetzt worden sind. Hierzu wurden entweder die Multinuklid-Kalibrierlösung QCY48 der Firma QSA oder eine Pb-210-Kalibrierlösung verwendet. Die Multinuklidlösung QCY48 enthält die Nuklide Co-57, Co-60, Sr-85, Y-88, Cd-109, Sn-113, Cs-137, Ce-139, Hg-203 und Am-241. Diese liefern insgesamt zwölf Gammalinien im Energiebereich 59,5–1836 keV, die zur Kalibrierung der Nachweiswahrscheinlichkeit geeignet sind. Nachteil dieser Lösung sind jedoch die zum Teil recht kurzen Halbwertszeiten der verwendeten Nuklide (zum Beispiel 47 Tage bei Hg-203 oder 65 Tage bei Sr-85), die die Verwendbarkeit auf etwa ein Jahr nach Produktion der Lösung beschränken. Daher wurde jährlich eine frische Kalibrierlösung beschafft. Die Pb-210-Lösung enthält nur Pb-210 als gammastrahlendes Radionuklid. Beide Lösungen enthalten außerdem inaktive Isotope als Träger.

Für die Geometrien 500-mL-Ringschale und 10-cm-Petrischale wurden jeweils Sätze von Kalibrierquellen, die entweder OCY48 oder Pb-210 enthalten, mit unterschiedlicher Dichte verwendet, da die Nachweiswahrscheinlichkeit neben der Geometrie insbesondere von der Probendichte abhängt. Diese Sätze waren bereits für Messungen im Rahmen des Flutfolgenprojektes angefertigt worden [121]. Die Resultate von Ringvergleichen sowie der Vergleich mit den Messergebnissen eines unabhängigen Labors, das einige Proben aus dem Bereich Fossa Eugenia untersucht hat, zeigen, dass diese Kalibrierung gute Ergebnisse erzielt.

Da die Selbstabsorption im Probenmaterial mit sinkender Gammaenergie steigt und bei niedriger Gammaenergie außerdem stark von der Probenmatrix abhängt (vergl. Kapitel 4.3.1), wurde für die Kalibrierung zum Nachweis von Pb-210 in Marinelligeometrie anders vorgegangen. Hier wurde mittels einer in [87] vorgeschlagenen Methode für jede Probe der Massenschwächungskoeffizient für Strahlung der Energie 46,5 keV bestimmt, und auch die Kalibrierung wurde mit Quellen unterschiedlicher Massenschwächungskoeffizienten durchgeführt.

Eine weitere Methode zur Kalibrierung hinsichtlich der Nachweiswahrscheinlichkeit wurde für die Proben in Petrischalen angewandt, die in [115] vorgeschlagen wurde. Hierbei wurde eine flächenhafte Kalibrierquelle mit Durchmesser der Petrischale verwendet. Diese wurde einmal direkt auf dem Detektor gemessen, und für jede Probe wurde eine Transmissionsmessung mit der Quelle auf der Probe durchgeführt. Die für die Aktivitätsberechnung verwendete Nachweiswahrscheinlichkeit für eine bestimmte Gammalinie ergab sich als geometrisches Mittel der Ergebnisse beider Messungen.

Details über die Herstellung der Kalibrierpräparate finden sich in Anhang C.

4.3.7 Selbstabsorptionseffekte

Die in Kapitel 4.3.1 aufgeführten Wechselwirkungseffekte von Gammastrahlung mit Materie treten nicht nur im Detektormaterial, sondern auch im Probenmaterial selbst auf. Dieses kann zu Problemen bei der Kalibrierung hinsichtlich der Nachweiswahrscheinlichkeit führen.

Das Absorptionsverhalten beim Durchgang von Gammastrahlung durch Materie lässt sich formal durch

$$I(d) = I_0 \exp(-\mu d) \quad (4.15)$$

beschreiben, wobei I_0 bzw. $I(d)$ die Zahl der Photonen vor bzw. nach Durchgang durch den Absorber der Dicke d und $\mu = \mu(E_\gamma, Z, \rho)$ der (lineare) Absorptionskoeffizient des Absorbermaterials

mit der mittleren Kernladungszahl Z und der Dichte ρ für Gammastrahlung der Energie E_γ ist. Statt des linearen Absorptionskoeffizienten wird üblicherweise der Massenschwächungskoeffizient

$$\xi = \mu/\rho = \frac{\ln(I_0/I(d))}{d\rho} \quad (4.16)$$

verwendet, der den Einfluss der Dichte des Absorbermediums bereits berücksichtigt.

Die Selbstabsorption spielt insbesondere bei niedrigen Gammaenergien, höheren Dichten und höheren Kernladungszahlen des Absorbers eine Rolle. Daher wurde zur Bestimmung von Pb-210, das eine sehr niedrige Gammaenergie von 46,5 keV aufweist, eine Kalibrierung der Nachweiswahrscheinlichkeit über den Massenschwächungskoeffizienten vorgenommen.

Zur Bestimmung des Massenschwächungskoeffizienten wurden an allen untersuchten Feststoffproben Transmissionsmessungen mit der in [87] vorgestellten Apparatur durchgeführt. Die Messung beruht auf der Schwächung von Gammastrahlung des Pb-210 bei Durchtritt durch ein Absorptionsmedium. Dazu wurden Polypropylen-Küvetten eingesetzt, die ein kollimierter Strahl einer Pb-210-Punktquelle durchdringt. Zunächst wurden Leermessungen durchgeführt, anschließend wurden die Küvetten mit dem Probenmaterial auf eine Höhe von 4,0 cm befüllt und ausgewogen. Das Füllvolumen entspricht dabei 4,7 mL, und mit der Masse kann leicht die Dichte errechnet werden. Kennt man die Dichte ρ und die Schichtdicke d der Probe, so kann der Massenschwächungskoeffizient ξ aus den Zählraten Z_{Leer} der Leer- und Z_{Probe} der Probenmessung gemäß

$$\xi = \frac{\ln(Z_{\text{Leer}}/Z_{\text{Probe}})}{d\rho} \quad (4.17)$$

berechnet werden.

Für die Kalibrierung der Detektoren hinsichtlich der Nachweiswahrscheinlichkeit für die 46,5-keV-Gammastrahlung von Pb-210 wurde ein Satz von wässrigen Kalibrierquellen mit unterschiedlichen Massenschwächungskoeffizienten, die durch Zusatz von Bariumchlorid eingestellt wurden, verwendet. Die Kalibrierfunktion wurde aus den Messpunkten durch Anpassung einer exponentiell fallenden Funktion ermittelt.

4.3.8 Summationseffekte und deren Korrektur

Bei Nukliden, die bei einem Zerfall mehrere Gammaquanten emittieren, können sogenannte *Summationseffekte* auftreten. Das heißt, es werden zwei oder mehr Photonen aus demselben Zerfall gleichzeitig im Detektor registriert. Diese Ereignisse finden sich dann nicht in den Zählraten der einzelnen Gammalinien wieder, sondern an einer anderen Stelle im Spektrum. Solche *tatsächlichen Koinzidenzen* sind von den *zufälligen Koinzidenzen* zu unterscheiden, bei denen zwei Photonen aus unterschiedlichen Kernzerfällen gleichzeitig detektiert werden. Die Wahrscheinlichkeit für zufällige Koinzidenzen ist um mehrere Größenordnungen niedriger als die für tatsächliche und hängt von der Zählrate ab, die Wahrscheinlichkeit für echte Koinzidenzen dagegen nur von der Messgeometrie. Korrekturen für die Summationseffekte können für einfache Zerfallsschemata berechnet werden, wenn die totale Nachweiswahrscheinlichkeit bekannt ist. Für komplexe Zerfallsschemata ist dagegen eine experimentelle Korrektur oder die computergestützte Ermittlung von Korrekturfaktoren notwendig.

Die in dieser Arbeit verwendeten Korrekturfaktoren sind [22] entnommen und in Tabelle 4.2 mit angegeben.

4.3.9 Nulleffekte

Der Nulleffekt des Detektors ist von Bedeutung für die Bestimmung der vergleichsweise niedrigen Aktivitäten der in dieser Arbeit untersuchten Proben sowie für die Berechnung der charakteristischen Grenzen. Nach [61] setzt sich die Untergrundstrahlung aus fünf Quellen zusammen:

1. Radioaktives Material in den Detektorkomponenten,
2. Natürliche Radioaktivität in der Detektorabschirmung und der Umgebung des Detektors,
3. Terrestrische Strahlung, Strahlung aus den Baumaterialien,
4. Radioaktive Stoffe in der Luft,
5. Primäre und sekundäre kosmische Strahlung.

Sämtliche Detektoren sind zur Verringerung des Nulleffektes in Bleiburgen eingebaut. Hierbei wird für den Detektor Benno eine im ZSR hergestellte Bleiburg verwendet, alle anderen Detektoren sind in kommerzielle Bleiburgen aus speziellem low-level-Blei eingebaut. Sämtliche Bleiburgen umfassen jeweils den Detektorkopf, nicht aber das Dewar-Gefäß für den flüssigen Stickstoff.

Die Innenräume der Meßkammern aller Detektoren wurden zusätzlich mit Platten aus Zinn und Elektrolytkupfer ausgekleidet, um die im Blei angeregte Röntgenfluoreszenzstrahlung (72,8 keV und 75,0 keV für die K_{α} -Linien) zu absorbieren. Die im Kupfer erzeugte Röntgenfluoreszenzstrahlung liegt bei 8 keV und wird bei der Messung ausgeblendet. Der Innenraum wurde bei den meisten Detektoren so groß gestaltet, dass der Abstand vom Detektorkopf zur Wandung mindestens 10 cm beträgt. Dies soll die auftretenden Streustrahlungseffekte vermindern.

Abbildung 4.6 zeigt ein typisches Nulleffektspektrum. Im Spektrum fallen neben dem durch Compton-Streuung erzeugten kontinuierlichen Untergrund diskrete Gammalinien auf, die durch die Bleiabschirmung nicht besonders stark geschwächt werden. Diese Strahlung gelangt aus den Betonwänden und den Abschirmmaterialien, die Spuren von U-238, Th-232 und K-40 enthalten, in den Detektor.

Das Nulleffektspektrum setzt sich im Wesentlichen aus den Gammalinien der natürlichen Zerfallsreihen sowie K-40 zusammen. Diese Radionuklide sind auch Gegenstand gammaspektrometrischer Untersuchungen an Umweltproben in dieser Arbeit. Es ist daher besonders darauf zu achten, dass zur Detektorabschirmung eingesetztes Blei möglichst frei von Aktivitäten dieser Nuklide ist.

Insbesondere bei n-Typ-Detektoren sind Abschirmmaßnahmen gegen die Strahlung von Pb-210 notwendig, da diese naturgemäß eine hohe Nachweiswahrscheinlichkeit für niederenergetische Gammastrahlung haben. Eine Abschwächung der Intensität der Gammalinie von Pb-210 im Nulleffekt wird in den kommerziellen Bleiburgen meist durch eine zusätzliche Innenauskleidung aus besonders aktivitätsarmen Blei erreicht. Auch ein größerer Abstand vom Detektor zur Bleiabschirmung leistet hier einen nicht unerheblichen Beitrag.

Im Allgemeinen lassen sich alle im Nulleffekt vorhandenen diskreten Gammalinien bei der Auswertung von Probenspektren berücksichtigen, indem man deren Nulleffektzählrate möglichst

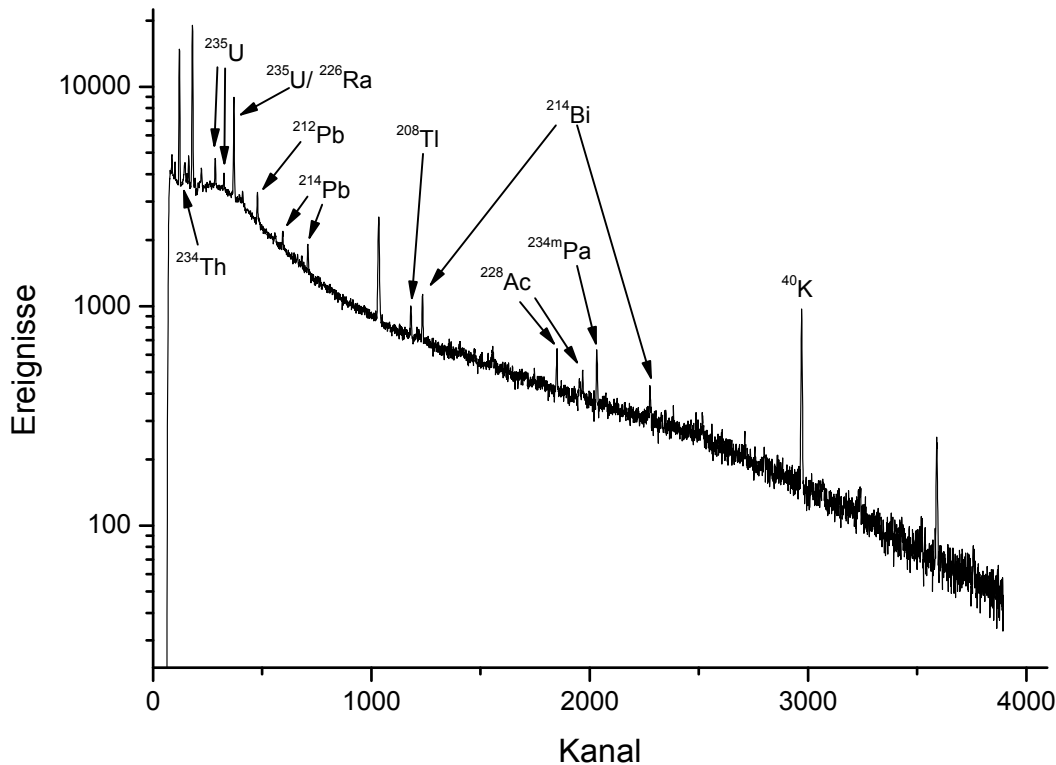


Abbildung 4.6: Nulleffektspektrum für Detektor Benno, Messzeit 10 Tage.

genau bestimmt und von der auszuwertenden Bruttopeakfläche subtrahiert. Die Erfahrungen zeigen, dass der Strahlungsuntergrund in den diskreten Linien für lange Zeit nahezu konstant ist. Dies ist als Beispiel für Zählraten von Nukliden der Uran-Radiumreihe im Nulleffekt von Detektor Josef in Abbildung 4.7 dargestellt.

4.3.10 Gammaskpektrometrie natürlicher Radionuklide und von Cs-137

Allgemeines

Die Bestimmung natürlicher Radionuklide mit Gammaskpektrometrie wird im Allgemeinen durch folgende Effekte erschwert [93]:

- die zu bestimmenden Nuklide sind auch in der Detektorabschirmung, den Baumaterialien des Messraums usw. und somit im Nulleffekt des Detektors vorhanden [62],
- die zu bestimmenden Nuklide haben zum Teil nur sehr geringe Photonen-Emissionswahrscheinlichkeiten oder weisen gar keine charakteristische, auswertbare Gammastrahlung auf,
- Gammalinien verschiedener Nuklide weisen nah beieinander liegende Energien auf, so dass sie vom Detektor nicht aufgelöst werden können, und die Signale im Spektrum überlappen.

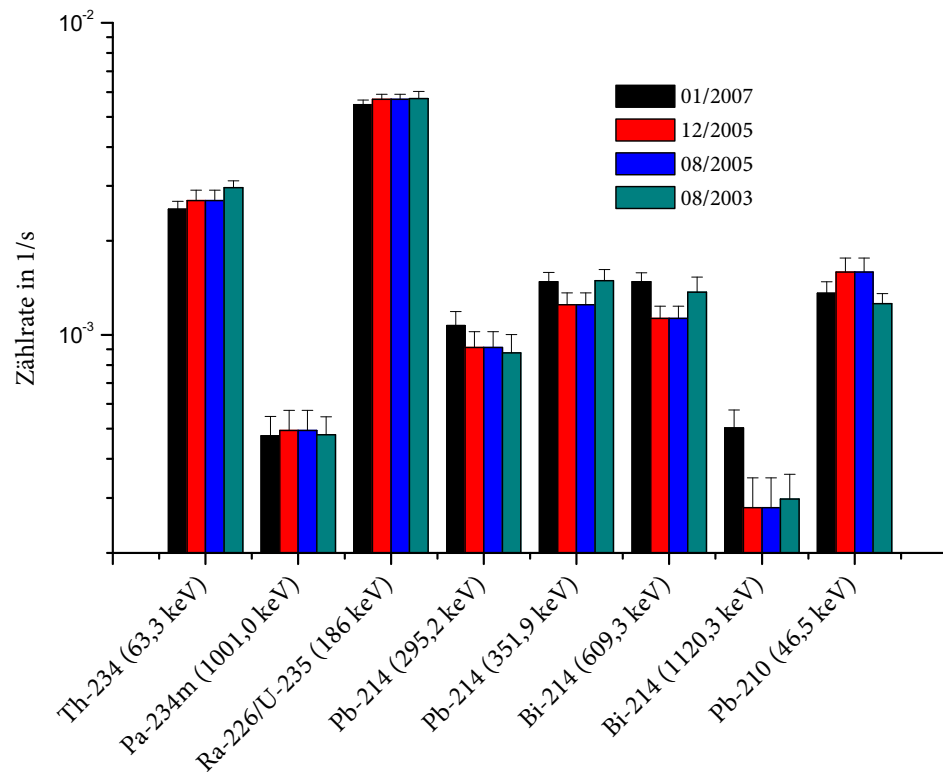


Abbildung 4.7: Nulleffektzählraten für Detektor Josef

Bestimmung von U-238

U-238 kann gammaspektrometrisch nicht direkt gemessen werden. Die Aktivität muss daher über die Tochternuklide Th-234 und Pa-234m bestimmt werden. Generell ist die Messung von U-238 mit der Gammaspektrometrie bei niedrigen Aktivitäten problematisch.

Th-234 besitzt eine Gammalinie bei 63,28 keV und eine Doppellinie bei 92,37 keV und 92,79 keV. Die Doppellinie empfiehlt sich jedoch nicht, da die Bestimmung mit größeren Unsicherheiten behaftet ist und die Linie eine Störung durch die Th-232-Reihe aufweist [3, 92]. Die 63,28-keV-Linie ist empfindlich gegenüber Selbstabsorptionseffekten, was bei der Kalibrierung berücksichtigt werden muss.

Außerdem kann die Gammaenergie des Pa-234m bei 1001,03 keV benutzt werden. Diese stärkste Linie des Pa-234m hat jedoch bereits eine sehr niedrige Emissionswahrscheinlichkeit, weshalb die Messung über Pa-234m bei niedrigen Aktivitäten nicht geeignet ist. Bei höheren spezifischen Aktivitäten ab etwa 100 Bq/kg jedoch liefert die Messung von Pa-234m die besseren Ergebnisse. Abbildung 4.8 kann entnommen werden, dass die berechneten Aktivitäten von Th-234 systematisch niedriger liegen als die von Pa-234m, was auf Selbstabsorptionseffekte zurückzuführen ist.

Tabelle 4.2: Zur Messung natürlicher Radionuklide und von Cs-137 verwendete Gammalinien

Nuklid	E_γ in keV	P_γ in %	Störlinien (E_γ ; P_γ)	Summationskorrektionsfaktor	
				Marinelli	Petri
<i>Bestimmung von U-238</i>					
Th-234	63,28	4,1	Th-232 (63,81 keV; 0,263 %)	1,00	1,00
Pa-234m	1001,03	0,839		1,00	1,00
<i>Bestimmung von Th-230</i>					
Th-230	67,67	0,38		1,00	1,00
<i>Bestimmung von Ra-226</i>					
Ra-226	186,1	3,51	U-235 (185,72 keV; 57,20 %)	1,00	1,00
Pb-214	295,22	18,15		1,00	1,01
	351,93	35,10	Bi-211 (351,06 keV; 12,91 %)	1,00	1,00
Bi-214	609,31	44,6		1,08	1,14
	1120,29	14,70		1,09	1,16
<i>Bestimmung von Pb-210</i>					
Pb-210	46,54	4,25		1,00	1,00
<i>Bestimmung von U-235</i>					
U-235	143,76	10,96	Ra-223 (144,23 keV; 3,22 %)	0,77	0,80
	163,33	5,08		1,01	1,03
	185,72	57,20	Ra-226 (186,10 keV; 3,51 %)	1,00	1,00
	205,31	5,01		0,99	0,99
<i>Bestimmung von Ac-227</i>					
Th-227	235,97	12,3		1,00	1,00
<i>Bestimmung von Ra-228</i>					
Ac-228	338,32	11,27	Ra-223 (338,28 keV; 2,79 %)	1,01	1,02
	911,20	25,80		1,02	1,03
	968,97	15,80		1,02	1,03
<i>Bestimmung von Th-228 bzw. Ra-224</i>					
Pb-212	238,63	43,30		1,00	1,00
Tl-208	583,19	30,4	Ac-228 (583,41 keV; 0,111 %)	1,10	1,18
<i>Bestimmung von Cs-137</i>					
Ba-137m	661,66	85,1		1,00	1,00
<i>Bestimmung von K-40</i>					
K-40	1460,83	10,67	Ac-228 (1459,14 keV; 0,86 %)	1,00	1,00

Bestimmung von Th-230

Th-230 kann über seine Gammalinie bei 67,67 keV direkt bestimmt werden. Die Emissionswahrscheinlichkeit ist mit nur 0,38 % äußerst niedrig, so dass bei Gehalten im geogenen Bereich praktisch keine Bestimmung von Th-230 mit Gammaskpektrometrie möglich ist. In Proben mit

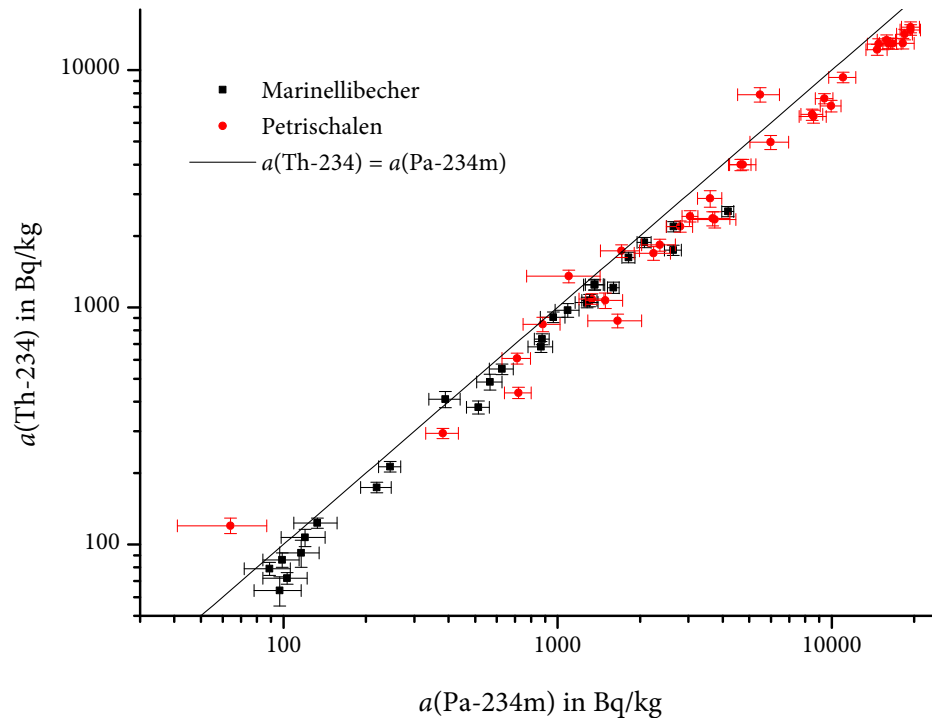


Abbildung 4.8: Vergleich zwischen $a(\text{Th-234})$ und $a(\text{Pa-234m})$

hohen spezifischen Aktivitäten, wie zum Beispiel Rückständen aus der Uranerzaufbereitung, ist die Bestimmung von Th-230 recht gut möglich.

Bestimmung von Ra-226

Die einzige Gammalinie des Ra-226 bei 186,1 keV besitzt eine Emissionswahrscheinlichkeit von nur 3,51 % und ist durch eine intensive Linie des U-235 gestört. Daher gibt es im Wesentlichen zwei Möglichkeiten, die Aktivität von Ra-226 zu ermitteln: entweder wird bei Kenntnis der Aktivität von U-235 die Zählrate der 186,1-keV-Linie korrigiert, oder die Bestimmung erfolgt über die kurzlebigen Folgeprodukte des Rn-222 nach Einstellung des radioaktiven Gleichgewichtes.

Voraussetzung für die zweite Methode ist, dass das entstehende Edelgas Radon in der Probe zurückgehalten wird. Daher sind gasdichte Messgefäße notwendig. Ist die Gasdichtigkeit gegeben, so hat sich nach einer Wartezeit von etwa drei Wochen das radioaktive Gleichgewicht zu über 97 % eingestellt. Die Messung kann dann über die gut geeigneten, intensiven Gammalinien von Pb-214 und Bi-214 erfolgen, wobei Summationskorrekturen beachtet werden müssen (vgl. Kapitel 4.3.8).

Probleme mit der Radondichtigkeit gibt es insbesondere bei Proben mit hohen spezifischen Aktivitäten von Ra-226. Dies ist auf den sich einstellenden Gradienten zwischen der Radonkon-

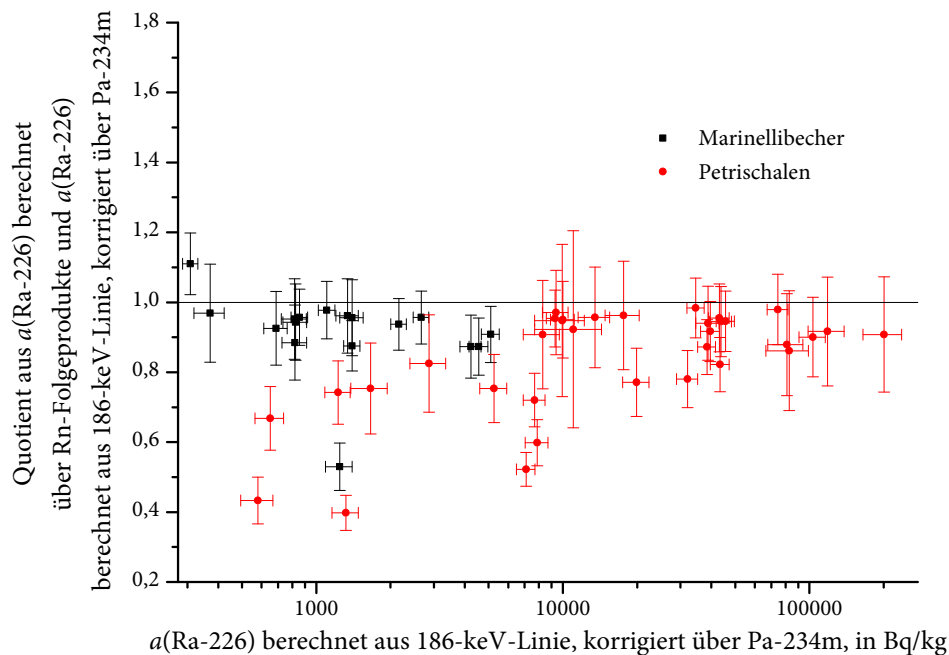


Abbildung 4.9: Quotient aus $a(\text{Ra-226})$ bei Bestimmung über die Radonfolgeprodukte und $a(\text{Ra-226})$ bei Bestimmung über die korrigierte 186-keV-Linie in Abhängigkeit von der Aktivität

zentration in der Umgebungsluft und der im Messgefäß zurückzuführen. Darüberhinaus war bei den Petrischalen der gasdichte Verschluss durch Verklebung problematisch, so dass die Messung von Ra-226 über die Radonfolgeprodukte zu niedrige Ergebnisse liefert. Wie in Abbildung 4.9 ersichtlich ist, können die Ergebnisse bei Marinellibechern im Allgemeinen bis zu 20 % und bei Petrischalen bis zu 60 % zu niedrig liegen. Es zeigte sich, dass die Proben aus dem Steinkohlebergbau niedrigere Radonverluste als Proben aus dem Uranbergbau aufwiesen, die Abweichungen lagen bei maximal 10 %. Dies ist auf die niedrigeren Aktivitätsgehalte und die Verwendung von Marinellibechern zurückzuführen.

Bei Bestimmung der Aktivität von Ra-226 aus der 186,1-keV-Linie muss die Aktivität von U-235 bekannt sein. Diese kann über die ungestörten, schwachen Gammalinien von U-235 oder aus der Aktivität von U-238 berechnet werden.

In dieser Arbeit wurde bei niedrigen spezifischen Aktivitäten die Messung der Radonfolgeprodukte verwendet. Bei Proben mit Ra-226-Aktivitäten über 100 Bq/kg, bei denen Radonverlust nicht auszuschließen ist, wurde die Aktivität von Ra-226 aus der 186,1-keV-Linie bestimmt, wobei die Aktivität von U-235 bei Annahme des natürlichen Aktivitätsverhältnisses zwischen U-235 und U-238 aus dem Wert für U-238 berechnet wurde.

Bestimmung von Pb-210

Pb-210 wird mit Hilfe seiner Gammalinie bei 46,5 keV bestimmt. Diese weist jedoch eine relativ niedrige Emissionswahrscheinlichkeit auf und unterliegt starken Selbstabsorptionseffekten. Dies muss bei der Kalibrierung berücksichtigt werden, siehe Kapitel 4.3.7 und 4.3.6. Außerdem müssen Detektoren mit dünner Totschicht und geeignetem Eintrittsfenster verwendet werden.

Bestimmung von U-235

Die stärkste Linie des U-235 bei 185,7 keV ist durch eine Linie des Ra-226 gestört. Bei Kenntnis der Aktivität von Ra-226 kann der Anteil von U-235 an der Zählrate ausgerechnet werden (siehe oben), oder die Aktivität von U-235 wird über andere Linien bestimmt. In Frage kommen dabei die Linien bei 143,76 keV, 163,33 keV und 205,31 keV. Die stärkste dieser Linien bei 143,76 keV ist durch eine Linie des Folgeprodukts Ra-223 gestört, so dass sie zur Auswertung im Allgemeinen nicht geeignet ist. Die Energien 163 keV und 205 keV sind mit jeweils etwa 5 % Emissionswahrscheinlichkeit nicht besonders stark, so dass sie bei Proben mit geringen Urangehalten nicht auswertbar sind.

Hilfreich ist die Information, dass das Aktivitätsverhältnis $a(\text{U-238})/a(\text{U-235})$ in natürlichen Proben 21,7 beträgt.

Bestimmung von Ac-227

Ac-227 kann über Gammalinien seiner Tochternuklide Th-227, Ra-223 und Rn-219 bestimmt werden. Am besten geeignet ist die stärkste Linie des Th-227 bei 235,97 keV, die zudem nicht durch andere Nuklide gestört ist.

Bestimmung von Ra-228

Ra-228 stammt aus der Thoriumreihe und kann über sein Tochternuklid Ac-228 bestimmt werden. Hierbei sind Summationskorrekturen zu beachten.

Bestimmung von Th-228

Th-228 stammt ebenfalls aus der Thoriumreihe und kann über Ra-224, Pb-212 oder Tl-208 bestimmt werden. Am besten geeignet sind die Linie bei 238,63 keV von Pb-212 und bei 583,19 keV des Tl-208.

Bestimmung von Cs-137

Das ubiquitäre, künstliche Cs-137 wird durch die charakteristische Gammaenergie des kurzlebigen Tochternuklides Ba-137m ($t_{1/2} = 2,5 \text{ min}$) bestimmt, das mit Cs-137 im Gleichgewicht steht.

Bestimmung von K-40

Die direkte Bestimmung von K-40 erfolgt über seine Gammalinie bei 1460,8 keV.

Vorgehensweise zur Bestimmung von Uran und Ra-226

Zur Bestimmung von U-238, U-235 und Ra-226 bietet sich folgendes Vorgehen an:

1. Ermittlung der Nettozählraten für folgende Gammaenergien:
 - Th-234: 63,2 keV,
 - Pa-234m: 1001 keV,
 - U-235: 163,3 keV, 205,3 keV,
 - Radonfolgeprodukte Pb-214 und Bi-214: 295,2 keV, 351,9 keV, 609,3 keV und 1120,3 keV und
 - Doppellinie U-235 und Ra-226: 186 keV.
2. Berechnung und Vergleich der spezifischen Aktivitäten von Th-234 und Pa-234m. Wenn diese übereinstimmen, geben sie den Messwert für U-238. Wenn nicht: Berechnung der jeweiligen korrespondierenden Aktivität von U-235 unter Annahme des natürlichen Aktivitätsverhältnisses 21,7 von U-238 und U-235.
3. Berechnung der Aktivität von U-235 aus den Linien 163,3 keV und 205,3 keV. Diese sollten übereinstimmen, der Mittelwert gibt die Aktivität von U-235.
4. Vergleich der Aktivität von U-235 mit dem aus Th-234 bzw. Pa-234m berechneten Wert. Stimmt einer dieser Werte mit der Aktivität von U-235 überein, so kann der korrespondierende Wert als Aktivität von U-238 aufgefasst werden. Bei spezifischen Aktivitäten von über 100 Bq/kg ist dies im Allgemeinen für Pa-234m der Fall.
5. Berechnung der Aktivität von Ra-226 über die Radonfolgeprodukte und anschließend Korrektur der 186-keV-Linie zur Bestimmung von U-235. Wenn diese Aktivität höher ist als die über die anderen Linien von U-235 bestimmte, so lässt dies auf Radonverlust schließen. Die Berechnung von Ra-226 über die Radonfolgeprodukte ist dann nicht möglich, und Ra-226 muss aus der 186-keV-Linie nach Korrektur über die Aktivität von U-235 bestimmt werden. Dies ist im Allgemeinen für spezifische Aktivitäten von mehr als 100 Bq/kg der Fall.

4.4 Qualitätssicherung

Zur Qualitätssicherung der gammaspektrometrischen Messmethodik wurden Doppelbestimmungen und Wiederholungsmessungen durchgeführt. Weiterhin wurde zur Validierung an verschiedenen Ringvergleichen teilgenommen. Zur Qualitätssicherung bei Messungen der Ortsdosisleistung diente die Teilnahme an Messvergleichen.

4.4.1 Ortsdosisleistung

Messgeräte für die Ortsdosisleistung werden im Allgemeinen nur bei der 661,7-keV-Gammalinie von Ba-137m, dem Tochternuklid von Cs-137, kalibriert und geeicht. Zur Überprüfung der Geräteleistung bei natürlichem Strahlungsspektrum wird vom BfS jedes Jahr ein Messvergleich für Messungen der Ortsdosisleistung auf Referenzmessflächen der Wismut GmbH bei Ronneburg in Thüringen durchgeführt. Diese Referenzmessflächen weisen bekannte Dosisleistungen bei einem Spektrum, das dem der natürlichen Umgebungsstrahlung entspricht, auf.

Hier sind drei Messflächen von 20 m × 20 m Größe vorhanden, die aus unterschiedlichen Materialien mit einer Schichtdicke von 60 cm gefertigt sind und unterschiedlich hohe Dosisleistungen aufweisen [24]:

- Fläche 1: Beton, etwa 100 nSv/h,
- Fläche 2: unbearbeitetes Haldenmaterial des Sanierungsbetriebes Ronneburg, etwa 220 nSv/h,
- Fläche 3: Aufbereitungsrückstände (Tailings) des ehemaligen Aufbereitungsbetriebes Seelingstädt vermischt mit Beton, mit Plastikabdeckung, etwa 850 nSv/h.

Die Dosisleistungen der einzelnen Flächen sind praktisch konstant, Referenzwerte werden bei jedem Messvergleich bestimmt. Teilgenommen wurde jährlich in den Jahren 2004 bis 2007, im Jahr 2003 wurden Messungen auf den Referenzmessflächen außerhalb des Messvergleichs durchgeführt.

Bei der eingesetzten Sonde FHZ672E10 ist zu beachten, dass diese den Anteil der kosmischen Strahlung bauartbedingt ausblendet. Daher wurde zu den Ablesewerten dieser Anteil von 32 nSv/h addiert. Im Rahmen der Messgenauigkeit stimmten die Messwerte mit den Referenzwerten überein.

Aus den Messungen der Jahre 2003-2007 konnte für das Gerät FH40G-L mit der Seriennummer 11829 folgende Korrekturfunktion abgeleitet werden:

$$\dot{H}_x = (\dot{H}_{x, \text{angezeigt}} - 44,96 \text{ nSv/h})/1,05. \quad (4.18)$$

Mit Hilfe dieser Funktion wurden die Messwerte an der Lippe korrigiert.

4.4.2 Doppelbestimmungen und Wiederholungsmessungen

Zur Überprüfung der gammaspektrometrischen Messmethodik wurden Doppelbestimmungen und Wiederholungsmessungen durchgeführt. Für die Doppelbestimmungen wurde dabei eine Vielzahl der Proben auf zwei verschiedenen Detektoren gemessen. Da sich in allen Fällen eine Übereinstimmung der Ergebnisse im Rahmen der Messgenauigkeit zeigte, kann davon ausgegangen werden, dass die Methode zuverlässige Ergebnisse liefert.

Wiederholungsmessungen erfolgen mit derselben Probe auf demselben Detektor. Auch hier zeigte sich, dass die Ergebnisse in allen Fällen reproduzierbar waren.

4.4.3 Ringvergleiche

Bei jedem Ringversuch erhalten die Teilnehmer verschiedene Proben zur Analyse auf ausgewählte Radionuklide. Die Ergebnisse werden vom Herausgeber des Ringversuches ausgewertet, und die Teilnehmer erhalten eine Bewertung ihrer Ergebnisse, statistische Auswertungen und Referenzergebnisse. Dies ermöglicht die Einschätzung der Analysenqualität. Weiterhin können die Proben, deren Referenzaktivitäten bekannt sind, anschließend als Standardreferenzmaterial weiterverwendet werden. Im Rahmen dieser Arbeit wurde an folgenden Ringvergleichen des BfS und der IAEA teilgenommen:

- Ringversuch Wasser I/2004 des BfS,
- Ringversuch Wasser I/2005 des BfS,
- Ringversuch Wasser I/2006 des BfS,
- Ringversuch Boden VII/2006 des BfS sowie
- IAEA-CU-2006-03 World-wide open proficiency test on the determination of gamma-emitting radionuclides der IAEA.

Ringvergleiche Wasser des BfS

Der Ringversuch Wasser des BfS wird jährlich herausgegeben. Es sind jeweils ein sogenanntes Modellwasser und eine realistische Wasserprobe auf künstliche Radionuklide zu analysieren. Bei der Auswertung werden Referenzwerte der PTB sowie der Mittelwert aller Teilnehmer und verschiedene statistische Auswertungen der Ergebnisse bekanntgegeben. Die in den einzelnen Jahren analysierten Nuklide zeigt Tabelle 4.3. Die Nuklidzusammensetzung der Wässer ist der von

Tabelle 4.3: In Wasser-Ringversuchen des BfS analysierte Nuklide

Jahr	Modellwasser	Realwasser
2006	Cr-51, Co-57, Co-58, Co-60, Sr-85, Cs-137 und Am-241	Na-22, Mn-54, Co-58, Co-60, Zn-65, Ba-133, Cs-134, Cs-137 und Am-241
2005	Mn-54, Co-60, Cs-134, Cs-137 und Am-241	Mn-54, Co-60, Zn-65, Y-88, Ba-133, Cs-134, Cs-137 und Am-241
2004	Co-60, Y-88, Ba-133, Cs-137, Ir-192 und Am-241	Co-60, Zn-65, Y-88, Cs-134, Cs-137 und Am-241

Ableitungen kerntechnischer Anlagen sehr ähnlich. Diese bilden nach wie vor das Hauptgebiet der Überwachung von Radioaktivität im Wasser.

Ringversuch Boden VII/2006 des BfS

Im Jahr 2006 wurde ein Ringvergleich Boden des BfS durchgeführt. Material war ein Boden aus dem Ort Sorge-Settendorf in Thüringen, der auf natürliche Radionuklide zu analysieren war. Es handelt sich somit um eine Analyse, die identisch mit den in dieser Arbeit durchgeführten war. Die analysierten Nuklide waren dieselben, die in Boden- und Sedimentproben für diese Arbeit untersucht wurden. Die Auswertung des BfS und die Ergebnisse wurden in [92] veröffentlicht.

Die erzielten Ergebnisse sind zusammen mit den Gesamtmittelwerten aller Teilnehmer und den Referenzwerten der PTB in Abbildung 4.11 dargestellt. Insgesamt zeigte sich eine sehr gute Übereinstimmung sowohl mit den Gesamtmittelwerten als auch mit den Referenzwerten.

Etwas niedriger als der Referenzwert lag das Ergebnis für Ra-226. Dies ist auf den Verlust von Radon durch Diffusion aus dem geschlossenen Messgefäß zurückzuführen, da Polystyrol wie alle Kunststoffe nicht vollständig radondicht ist. Der Wert für Pb-210 ist ebenfalls etwas niedriger als der Referenzwert, liegt aber noch innerhalb einer Standardabweichung um den Gesamtmittelwert. Ursache hierfür ist auf die generell problematische Selbstabsorptionskorrektur für die 46,5-keV-Gammastrahlung von Pb-210. Der erzielte Labormittelwert liegt jedoch nur 7 % unter dem Referenzwert, was im Bereich der erzielbaren Messgenauigkeit ist.

IAEA-CU-2006-03 World-wide open proficiency test

Im Rahmen dieses Ringversuches wurden künstliche Radionuklide in Boden, Wasser und einer Grasprobe gammaspektrometrisch untersucht. Die Ergebnisse sind in [97] veröffentlicht. Es zeigte sich, dass die Vorgabewerte der IAEA in fast allen Fällen hervorragend mit den Messergebnissen übereinstimmten. Einzige Ausnahme war die Bestimmung von Cd-109 in Boden, dessen 88,0-keV-Gammalinie von einer K_{β} -Linie von Blei gestört wird. Dies stellt jedoch insofern kein Problem dar, als dieses Nuklid in den durchgeführten Untersuchungen keine Rolle spielte.

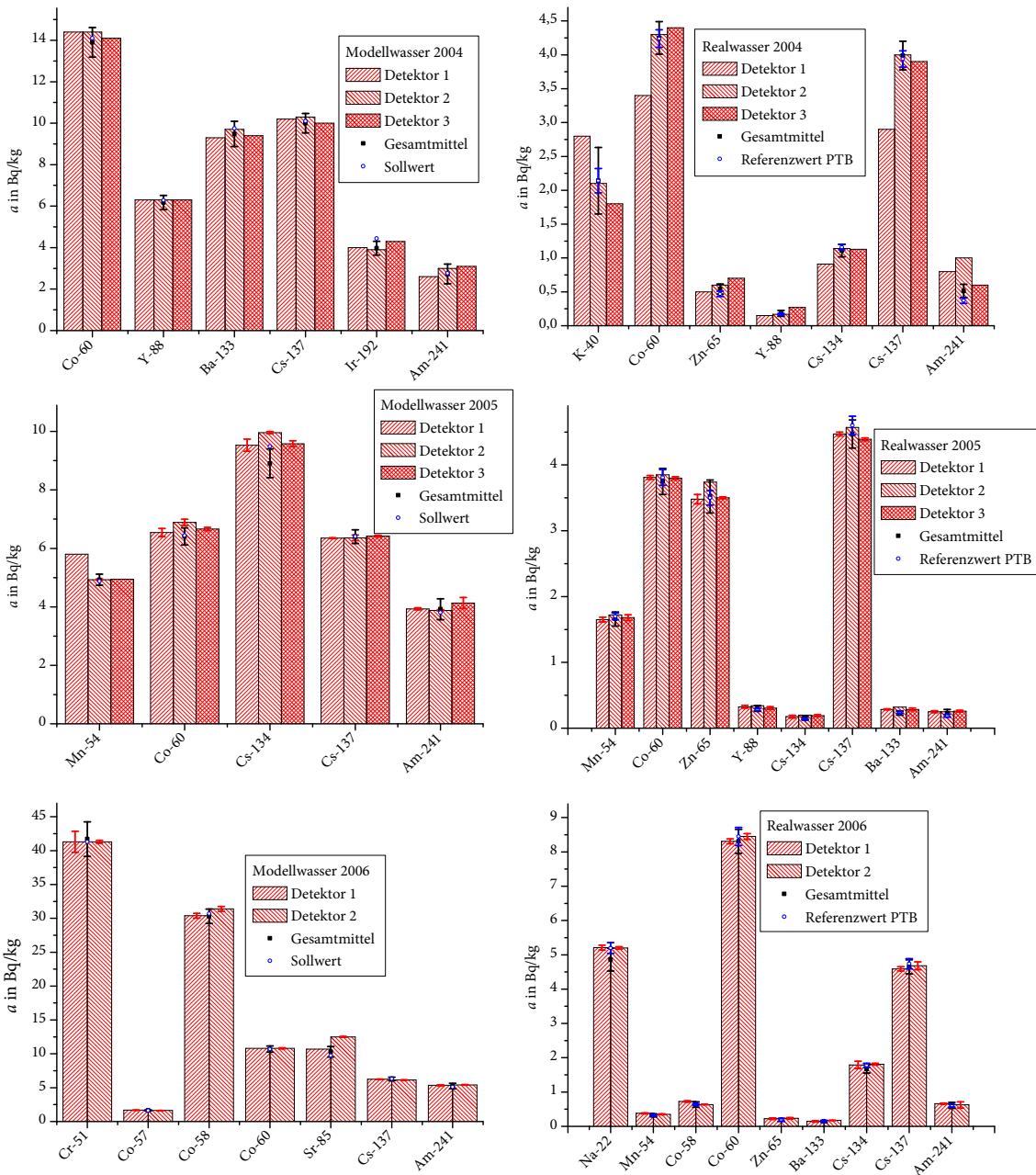


Abbildung 4.10: Ergebnisse der Ringvergleiche Wasser 2004–2006 des BfS [80, 81, 82]. Die eingezeichneten Unsicherheiten sind Standardabweichungen aus mehreren Messungen, nicht Unsicherheiten von Einzelmessungen.

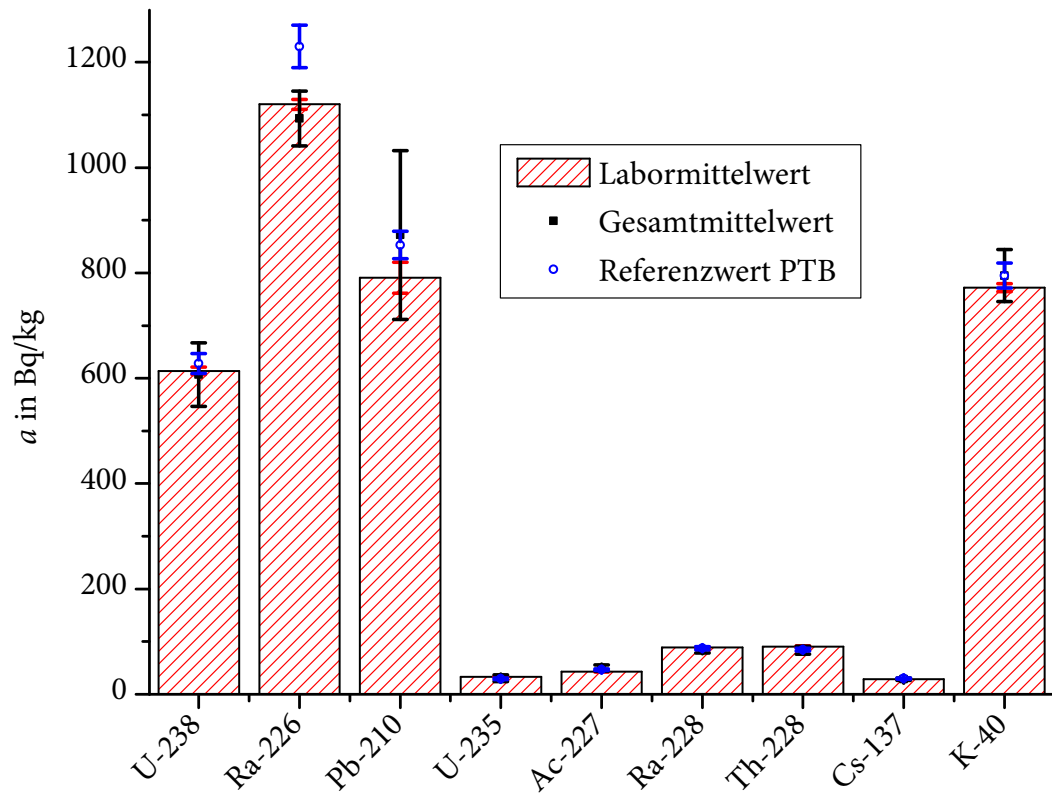


Abbildung 4.11: Ergebnis des Ringvergleichs Boden VII/2006 des BfS [92]

4.5 Messunsicherheiten und charakteristische Grenzen bei Kernstrahlungsmessungen

4.5.1 Grundlegendes zu Messunsicherheiten

Bei der Messung eines physikalischen Effekts, beispielsweise von Kernzerfällen mit Hilfe der Gammaskpektrometrie, wird ein Messergebnis y der Messgröße Y , beispielsweise der spezifischen Aktivität eines bestimmten Radionuklids, erhalten. Das Messergebnis y ist ein Schätzwert für den *wahren Wert* η der Messgröße. In die Berechnung der Messgröße fließen dabei verschiedene Eingangsgrößen X_i ($i = 1, \dots, n$) ein, die sowohl aus Messungen als auch aus anderen Quellen stammen können. Die Messgröße ist dabei mit den Eingangsgrößen über das so genannte *Modell der Auswertung* G mathematisch verknüpft:

$$Y = G(X_1, \dots, X_n). \quad (4.19)$$

Dabei muss das Modell der Auswertung nicht als explizite Funktion vorliegen. Messungen der Eingangsgrößen liefern Schätzwerte x_i für die wahren Werte und die zugehörigen Standardunsicherheiten $u(x_i)$. Sind die Eingangsgrößen nicht korreliert, so ergibt sich die Standardunsicherheit der Messgröße Y als Quadratwurzel der Varianz $u^2(y)$ nach der *Gaußschen Fehlerfortpflanzung*:

$$u^2(y) = \sum_{i=1}^n \left(\frac{\partial G}{\partial x_i} \right)^2 u^2(x_i). \quad (4.20)$$

Die partiellen Ableitungen werden dabei auch als *Sensitivitätskoeffizienten* c_i ,

$$c_i = \frac{\partial G}{\partial x_i}, \quad (4.21)$$

bezeichnet. Die Sensitivitätskoeffizienten sind ein Maß dafür, wie stark sich die Unsicherheiten der Eingangsgrößen X_i auf die Unsicherheit der Messgröße Y auswirken. Auch ohne Berechnung der Sensitivitätskoeffizienten lässt sich die Unsicherheit der Messgröße aus den Unsicherheiten der Eingangsgrößen berechnen. Dabei gilt: bei Addition sind die absoluten Unsicherheiten zu addieren, bei Multiplikation die relativen:

$$Y = X_1 + X_2 \Rightarrow u(y) = u(x_1) + u(x_2), \quad (4.22)$$

$$Y = X_1 \cdot X_2 \Rightarrow u_{\text{rel}}(y) = u_{\text{rel}}(x_1) + u_{\text{rel}}(x_2). \quad (4.23)$$

Sind die Eingangsgrößen nicht unabhängig voneinander, sondern korreliert, so müssen Kovarianzen berücksichtigt werden:

$$\begin{aligned} u^2(y) &= \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n c_i c_j u(x_i, x_j) \\ &= \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{\partial G}{\partial x_i} \frac{\partial G}{\partial x_j} u(x_i, x_j), \end{aligned} \quad (4.24)$$

wobei $u(x_i, x_j)$ die Kovarianzen sind und $u(x_i, x_i) = u^2(x_i)$ gilt.

Die Standardmessunsicherheit $u(x_i)$ eines Wertes der Größe X_i lässt sich aus wiederholten Messungen als Standardabweichung gewinnen, ebenso die Kovarianzen bei korrelierten Größen:

$$u(x_i) = s(x_i) = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{k=1}^l (x_{i,k} - \bar{x}_i)^2} \quad (4.25)$$

$$u(x_i, x_j) = \frac{1}{n-1} \sum_{k=1}^l (x_{i,k} - \bar{x}_i)(x_{j,k} - \bar{x}_j), \quad (4.26)$$

wobei l die Anzahl der Wiederholungsmessungen ist. Eine solche, aus wiederholten Messungen gewonnene Unsicherheit wird auch als *Typ-A-Unsicherheit* bezeichnet. Unsicherheiten aus anderen Quellen werden *Typ-B-Unsicherheit* genannt und können nicht aus wiederholten Messungen gewonnen werden [50].

4.5.2 Grundlagen der charakteristischen Grenzen

Charakteristische Grenzen werden zur Beurteilung primärer Messergebnisse benötigt. Erst durch sie wird eine belastbare Aussage über die Qualität erzielter Messwerte ermöglicht, denn durch ihre Berechnung wird geklärt:

- Ist bei der Messung ein Beitrag der Probe erkennbar?
- Wie groß ist der kleinste mit großer Sicherheit nachweisbare Probenbeitrag?
- Welcher Wertebereich enthält mit großer Sicherheit den wahren Wert der Messgröße, wenn ein Probenbeitrag erkannt wurde?

Insbesondere bei der Bestimmung der Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Umweltproben gewinnen diese Fragen an Bedeutung, da auch im Nulleffekt die Gammalinien der nachzuweisenden Nuklide vorhanden sind. Es ist also auch ohne Probenbeitrag immer ein Signal vorhanden.

Die charakteristischen Grenzen nach DIN 25482-10 [23] sind

1. die *Erkennungsgrenze*, die die Beurteilung ermöglicht, ob ein Probenbeitrag vorliegt,
2. die *Nachweisgrenze*, die eine Aussage über die Eignung des Messverfahrens ermöglicht und
3. die *Vertrauensgrenzen*, die - wenn ein Probenbeitrag erkannt wurde - mit einer vorgegebenen Wahrscheinlichkeit den wahren Wert der Messgröße umschließen.

Zur Berechnung der charakteristischen Grenzen gibt es zwei unterschiedliche Ansätze, die sich in der Auffassung des Begriffs „Wahrscheinlichkeit“ unterscheiden: den Ansatz der *frequentistischen Statistik*, auch konventionelle Statistik genannt, und den Ansatz der *Bayes-Statistik* [73, 124].

Die frequentistische Statistik versucht zu beschreiben, wie unter Annahme eines bestimmten wahren Wertes η die Verteilung der Messergebnisse y bei wiederholten Messungen aussieht. Sie kann demnach die Wahrscheinlichkeitsverteilung $f(y|\eta)$ der Messwerte y , gegeben einen wahren Wert η liefern. Ausgehend von diesem Wahrscheinlichkeitsbegriff wurden charakteristische Grenzen zum ersten Mal definiert [20].

Bei Messproblemen ist der wahre Wert der Messgröße prinzipiell unbekannt, und es interessiert vielmehr die Beantwortung der Frage, wie bei gegebenen Messwerten y die Wahrscheinlichkeitsdichte des wahren Wertes η aussieht, also $f(\eta|y)$. Dies entspricht dem Wahrscheinlichkeitsbegriff nach Bayes. Hier ist Wahrscheinlichkeit der Grad des Vertrauens unter Einbeziehung aller verfügbaren Informationen.

Mit Hilfe des Bayesschen Theorems

$$P(A|B) \cdot P(B) = P(B|A) \cdot P(A) \quad (4.27)$$

lässt sich die Wahrscheinlichkeitsdichte $f(\eta|y)$ umformen:

$$f(\eta|y) = C \cdot f_0(y|\eta) \cdot f(\eta). \quad (4.28)$$

Man erhält so einen Faktor $f_0(y|\eta)$ mit Informationen aus dem Experiment, den sogenannten *Daten-Prior*, und einen Faktor $f(\eta)$, den sogenannten *Modell-Prior*. Dieser enthält alle Informationen, die aus anderen Quellen stammen, und ist nicht vom Messergebnis abhängig. Der Faktor C dient zur Normierung.

Bei Messungen von Aktivitäten kann bereits vorher davon ausgegangen werden, dass der wahre Wert positiv oder gleich Null ist, es also keine negativen negativen Aktivitäten gibt. Der Modell-Prior nimmt damit die Form

$$f(\eta) = \begin{cases} \text{const.} (\eta \geq 0) \\ 0 (\eta < 0) \end{cases} \quad (4.29)$$

an. Dabei kann das primäre Messergebnis durchaus negativ sein, aber man weiß bereits vor Versuchsdurchführung, dass der wahre Wert größer oder gleich Null sein muss. Wenn keine weiteren Informationen vorliegen, haben alle nichtnegativen Werte die gleiche Wahrscheinlichkeit. $f(\eta)$ hat damit die Form einer Stufenfunktion.

4.5.3 Die Erkennungsgrenze

Die Erkennungsgrenze y^* wird gegeben durch

$$y^* = k_{1-\alpha} \cdot \tilde{u}(0), \quad (4.30)$$

wobei $k_{1-\alpha}$ das $(1 - \alpha)$ -Quantil der Standardnormalverteilung ist. Dies kann angenähert werden durch

$$y^* = k_{1-\alpha} \cdot u(y). \quad (4.31)$$

Der Wert α ist die vor der Messung zu wählende Irrtumswahrscheinlichkeit. Liegt ein Messwert unterhalb der Erkennungsgrenze, so wird die Nullhypothese $\eta = 0$ mit der Wahrscheinlichkeit α fälschlicherweise angenommen, der wahre Wert ist also größer als Null. Die fälschliche Annahme der Nullhypothese wird auch als Fehler 1. Art bezeichnet.

4.5.4 Die Nachweisgrenze

Die Nachweisgrenze entspricht dem kleinsten wahren Wert der Messgröße, der zuverlässig nachgewiesen werden kann. Sie wird so gelegt, dass die Wahrscheinlichkeit, die Nullhypothese fälschlicherweise abzulehnen, der vorher festzulegenden Wahrscheinlichkeit für den Fehler 2. Art β entspricht. Die Nachweisgrenze $y^\#$, auch η^* , wird gegeben durch

$$y^\# = y^* + k_{1-\beta} \cdot \tilde{u}(y^\#) \quad (4.32)$$

Diese implizite Gleichung kann durch Iteration gelöst werden, wobei $y^\# = 2 \cdot y^*$ ein guter Startwert ist.

4.5.5 Die Vertrauensgrenzen

Erhält man ein Messergebnis, das über der Erkennungsgrenze liegt, so umschließen die Vertrauensgrenzen ein Intervall um das Messergebnis, das mit einer vorzuwählenden Wahrscheinlichkeit $1 - \gamma$ den wahren Wert der Messgröße enthält. Diese Grenzen werden gegeben durch

$$y^\triangleleft = \eta_l = y - k_p \cdot u(y), \text{ wobei } p = \omega \cdot (1 - \gamma/2), \text{ und} \quad (4.33)$$

$$y^\triangleright = \eta_u = y - k_q \cdot u(y), \text{ wobei } q = 1 - (\omega \cdot \gamma/2). \quad (4.34)$$

Der Parameter ω kann durch

$$\omega = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^{y/u(y)} dz \exp(-z^2/2) = \Phi(y/u(y)) \quad (4.35)$$

berechnet werden. Die Funktion Φ , die Verteilungsfunktion der Normalverteilung, kann – wie auch die Quantile k_α , k_β und k_p der Normalverteilung – Tabellen entnommen werden [73].

4.5.6 Bester Schätzwert

Während bei Aktivitätsmessungen der wahre Wert nicht negativ sein kann, so kann das Messergebnis durchaus kleiner als Null sein. Berücksichtigt man dies für ein Messergebnis $y > y^*$, so lässt sich der Beste Schätzwert z der Messgröße angeben:

$$z = y + \frac{u(y) \exp(-y^2/(2u^2(y)))}{\omega \sqrt{2\pi}}. \quad (4.36)$$

Die Standardunsicherheit des Besten Schätzers ergibt sich aus

$$u(z) = \sqrt{u^2(y) - (z - y)z}. \quad (4.37)$$

Grundsätzlich gilt $z > y$, da die Wahrscheinlichkeitsdichte von y durch $y = 0$ nach unten beschränkt ist. Dies fällt jedoch nur für Schätzwerte ins Gewicht, die im Bereich der jeweiligen Erkennungs- und Nachweisgrenze liegen. Für $y \geq 4u(y)$ gilt als Näherung $z = y$.

4.5.7 Charakteristische Grenzen in der Gammaspektrometrie

Das Modell der Auswertung lautet (vergl. Kapitel 4.3.3)

$$a = \frac{k}{\varepsilon_{\gamma} m P_{\gamma}} (R_N - R_0) .$$

Für die Erkennungsgrenze ergibt sich damit

$$y^* = k_{1-\alpha} \cdot \tau \cdot \sqrt{\frac{u^2(N_{P,N})}{t_P^2} + \frac{u^2(N_{0,N})}{t_0^2}} \quad (4.38)$$

und für die Nachweisgrenze

$$y^{\#} = y^* + k_{1-\beta} \cdot \sqrt{y^{\#2} \cdot u_{\text{rel}}^2(\tau) + \tau^2 \cdot \left(\frac{u^2(N_{P,N})}{t_P^2} + \frac{u^2(N_{0,N})}{t_0^2} \right)} . \quad (4.39)$$

Die Ableitung der charakteristischen Grenzen findet sich in Anhang B. Die hier vorgestellte Ableitung der charakteristischen Grenzen hat auch Eingang gefunden in einen Vorschlag für eine Norm [123] des Fachverbands für Strahlenschutz.

4 Experimentelles

5 Grundlagen der Modellierung

5.1 Realismus und Konservativität

Für den Strahlenschutz ist die Ermittlung und Beurteilung von Strahlenexpositionen unabdingbar. Für die Ermittlung von realen, also tatsächlich existierenden, und potentiellen Strahlenexpositionen gibt es zwei grundsätzliche Ansätze: die *konservative* und die *realistische* Berechnung [71].

Konservativer Ansatz

Ziel des konservativen Ansatzes ist die in jedem Fall abdeckende Modellierung der Strahlenexposition: die tatsächlichen Strahlenexpositionen sollen für alle denkbaren Fälle unter den errechneten Werten liegen. Dieser Ansatz ist zum Beispiel bei kerntechnischen Genehmigungsverfahren anzuwenden. Hierzu wird die Strahlenexposition *prospektiv* für eine *abdeckende Referenzperson* modelliert, für die für alle Expositionspfade die ungünstigsten Annahmen gemacht werden. Das in Deutschland für kerntechnische Genehmigungsverfahren angewendete Berechnungsmodell findet sich in der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu §47 der Strahlenschutzverordnung und wird kurz erläutert in Kapitel 5.4.1. Das Vorgehen der AVV ist dabei konservativ. Für die Bewertung von sich tatsächlich ergebenden Gefährdungen durch Strahlung und *retrospektive* Modellierung von Strahlenexpositionen ist der konservative Ansatz jedoch nicht geeignet.

Realistischer Ansatz

Die Ermittlung der Strahlenexposition nach dem realistischen Ansatz soll die *tatsächlich vorliegende* Strahlenexposition so gut wie möglich beschreiben. Dies ist notwendig zur Beurteilung tatsächlich vorliegender Expositionen. Auch im wissenschaftlichen Bereich, zum Beispiel der Bewertung von Strahlenrisiken, ist die möglichst genaue Kenntnis tatsächlich vorliegender Expositionen unabdingbar. Die Modellierungen können dabei für real existierende Personen oder – wie in der Vorgehensweise der Berechnungsgrundlagen Bergbau (siehe Kapitel 5.3) – für realistische Referenzpersonen durchgeführt werden. Zur Beurteilung der Expositionen durch natürliche Radionuklide, insbesondere bei erhöhter natürlicher Radioaktivität, ist häufig der realistische Ansatz zu wählen, da eine konservative Vorgehensweise zu Ergebnissen führen würde, die die tatsächlichen Expositionen deutlich überschätzen und allein dadurch zu Überschreitungen von Grenz- oder Richtwerten führen.

5.2 Dosisbegriffe und -messgrößen

Die Größe für die Beurteilung von Strahlenexpositionen, wie sie in dieser Arbeit betrachtet werden, ist die *effektive Dosis* E [48, 49]. Sie dient der Beschreibung des Risikos einer stochastischen Strahlenwirkung, nachdem eine Strahlendosis erhalten wurde.

Die effektive Dosis errechnet sich durch

$$E = \sum_T w_T \sum_r w_r D_{T,r}. \quad (5.1)$$

Dabei ist w_T der Gewebewichtungsfaktor für das Gewebe oder Organ t , w_r der Strahlungswichtungsfaktor für die Strahlenart r . $D_{T,r}$ bezeichnet die im Organ oder Gewebe t durch die Strahlung r abgegebene Energiedosis. Die Größe $\sum_r w_r D_{T,r} = H_T$ wird auch als Organdosis für das Organ oder Gewebe T bezeichnet. Hiermit berücksichtigt man unterschiedliche biologische Wirksamkeiten der verschiedenen Strahlungsarten und die Tatsache, dass gleiche Organdosen in unterschiedlichen Organen zu verschiedenen Risiken für stochastische Effekte führen [119]. Die Wichtungsfaktoren w_T und w_r nach ICRP Publikation Nr. 60 [48] sind zwar für unterschiedliche Personen nicht konstant, sind aber in der Strahlenschutzverordnung [110] festgelegt. Die ICRP Publikation 103 [49] enthält zum Teil überarbeitete Faktoren, die aber noch nicht in den rechtlichen Vorgaben berücksichtigt sind.

Da verschiedene Expositionspfade berücksichtigt werden müssen, ergibt sich die effektive Dosis zu

$$E_{\text{gesamt}} = E_{\text{Ext}} + E_{\text{Inh}} + E_{\text{Ing}} \quad (5.2)$$

als Summe der effektiven Dosis durch externe Bestrahlung E_{Ext} , durch Inhalation E_{Inh} und Ingestion E_{Ing} von Radionukliden. Die Gleichungen für die Berechnung der einzelnen Beiträge findet sich in Kapitel 9.

Bei der Inhalation und Ingestion ist dabei bereits berücksichtigt, dass die Dosis durch inkorporierte langlebige Radionuklide nicht wie bei der externen Bestrahlung nur während der Exposition, sondern zeitverzögert auftritt [70]. Daher wird als Konvention die Dosis, die bis zum 70. Lebensjahr akkumuliert wird, als effektive Jahresdosis angesehen [46]. Bei kontinuierlicher Zufuhr von Radionukliden, wie zum Beispiel natürliche Radionuklide mit der Nahrung, entspricht dies der tatsächlichen effektiven Jahresdosis, da Beiträge durch Inkorporationen aus den Vorjahren mit berücksichtigt werden. Für Kinder jedoch, bei denen es solche Beiträge aus Vorjahren nicht oder weniger als bei Erwachsenen gibt, wird die tatsächliche Dosis überschätzt [70].

Radiologische Modellierungen werden üblicherweise für sechs Altersgruppen (<1 a, 1–2 a, 2–7 a, 7–12 a, 12–17 a und >17 a) durchgeführt, für die unterschiedliche Annahmen in Bezug auf Verhaltensweisen und Physiologie gemacht werden. Als Vergleichsgröße wurde vom UNSCEAR [114] ein altersgewichteter Mittelwert für die effektive Dosis eingeführt:

$$E_{\text{gesamt, mittel}} = 0,05 E_{\text{gesamt, 1-2 a}} + 0,30 E_{\text{gesamt, 7-12 a}} + 0,65 E_{\text{gesamt, >17 a}}. \quad (5.3)$$

Dieser entspricht zwar nicht der tatsächlichen Altersverteilung in Deutschland oder anderen Ländern, kann aber als Konvention für Vergleiche benutzt werden.

5.3 Die Berechnungsgrundlagen Bergbau

Zur rechtlichen Beurteilung der Altlasten aus dem Uranbergbau in Sachsen und Thüringen ergab sich nach der Wiedervereinigung die Notwendigkeit, ein Berechnungsmodell für die Strahlenexposition aus natürlichen Radionukliden zur Verfügung zu haben. Daher wurden in den neunziger Jahren die *Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der bergbaubedingten Umweltradioaktivität – Berechnungsgrundlagen Bergbau* [106], im Folgenden „BerGBergbau“, von BMU und BfS entwickelt und von der Strahlenschutzkommission 1998 verabschiedet [57]. Eine durch das BMU überarbeitete Fassung wurde 1999 zur Erprobung an die Bundesländer ausgegeben. Zur Zeit befinden sich die BerGBergbau in der Überarbeitung [109], wobei insbesondere die Erfahrungen der Anwender der Berechnungsgrundlagen berücksichtigt werden. Für die Berechnung der Strahlenexposition durch Radon und seine kurzlebigen Folgeprodukte gibt es die separaten *Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition durch Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen Bergbau: Teil Radon)* [103].

5.3.1 Anwendungsbereiche und Grundsätze

Die BerGBergbau „gelten für die Ermittlung der Strahlenexposition des Menschen in Interventionssituationen aufgrund bergbaulicher Hinterlassenschaften (bergbaubedingte Strahlenexposition) in den neuen Bundesländern“. Als Anwendungsbereiche sind aufgeführt:

- Nutzung, Stilllegung, Sanierung und Folgenutzung bergbaulicher Anlagen und Einrichtungen,
- Nutzung, Sanierung und Folgenutzung anderer Grundstücke, die durch bergbauliche Anlagen und Einrichtungen kontaminiert sind.

Mit Hilfe der Berechnungsgrundlagen sollen die Einhaltung von Grenz- bzw. Richtwerten, Expositionsabschätzungen an bergbaulichen Hinterlassenschaften sowie Optimierungsmaßnahmen belegt bzw. durchgeführt werden. Die Berechnungsgrundlagen gelten ausdrücklich nicht für untertägige Anlagen und Einrichtungen sowie für die Nutzung kontaminierter bergbaulicher Materialien, z.B. als Baustoff. Im Entwurf der Überarbeitung [109] wird außerdem die Anwendung auf Anlagen, deren Stilllegung oder Sanierung einer Genehmigung nach dem Atomgesetz [4] bedarf, explizit ausgeschlossen.

Die Berechnung von Expositionen nach den BerGBergbau erfolgt für Referenzpersonen an ungünstigsten Einwirkungsstellen, als Ergebnis wird die bergbaubedingte Strahlenexposition erhalten. Referenzpersonen in diesem Sinne sind Einzelpersonen der allgemeinen Bevölkerung oder Beschäftigte, also Personen, die bergbauliche Hinterlassenschaften sanieren und deren Tätigkeiten oder Arbeiten der Überwachung unterliegen. Berechnungsparameter für die Referenzpersonen sind festgelegt. Als ungünstigste Einwirkungsstellen sind diejenigen Einwirkungsstellen definiert, an denen unter Berücksichtigung *realistischer* Nutzungen und Verhaltensweisen die höchsten Expositionen zu erwarten sind. Einwirkungsstellen sind dabei Orte, an denen sich Referenzpersonen aufhalten können, oder Orte, an denen Lebensmittel erzeugt werden können und die geeignet sind, den spezifizierten Jahresverbrauch der Referenzperson an diesen Lebensmitteln zu decken. Wesentlich ist, dass nach den BerGBergbau Nutzungen, die beispielsweise durch Behörden oder durch

den Inhaber untersagt sind, bei der Ermittlung der Strahlenexposition nicht berücksichtigt werden dürfen. Ebenfalls unberücksichtigt bleiben Nutzungen, die anderen Gründen ausgeschlossen werden können.

5.3.2 Expositionsszenarien und -pfade

Die BerGBergbau unterscheiden Expositionsszenarien und Expositionspfade. Berücksichtigt werden die Expositionsszenarien

- Aufenthalt in Gebäuden,
- Aufenthalt im Freien und
- Verzehr von lokal erzeugten Lebensmitteln und von Muttermilch.

Expositionspfade sind

- Äußere Exposition durch Gammastrahlung des Bodens,
- Inhalation von Staub,
- Ingestion von lokal erzeugten Lebensmitteln und von Muttermilch sowie
- Direktingestion von Boden.

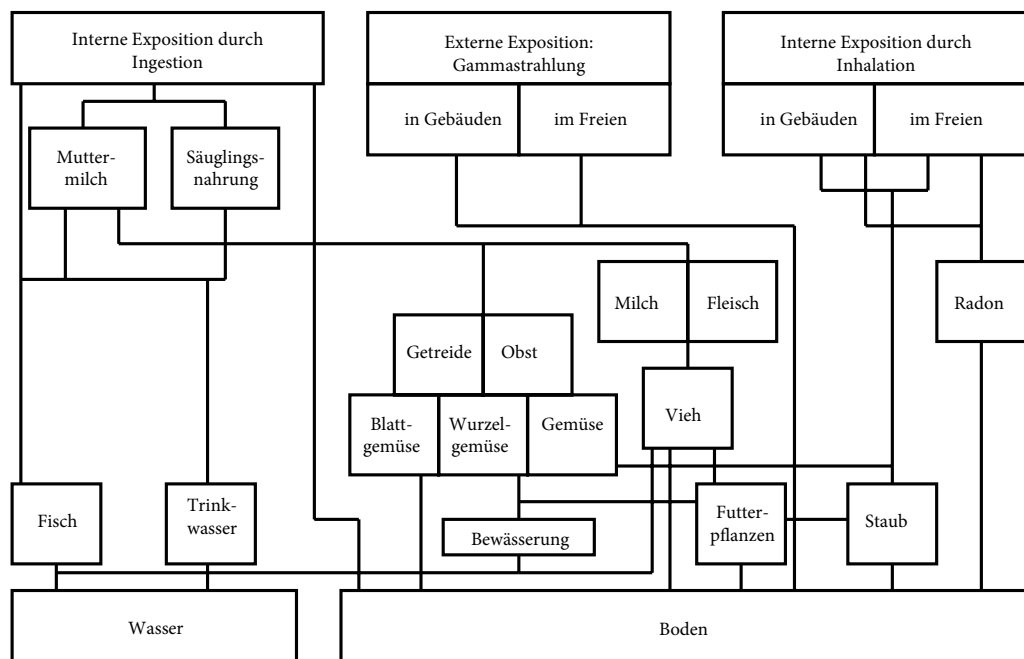


Abbildung 5.1: Expositionspfade gemäß Berechnungsgrundlagen Bergbau

Aufenthalt in Gebäuden

Für Beschäftigte sind realistische Aufenthaltszeiten in Betriebsgebäuden zugrunde zu legen. Für Personen der allgemeinen Bevölkerung beträgt der maximale Aufenthalt in Gebäuden 7000 Stunden pro Jahr, der nicht ausschließlich in einem Gebäude an der ungünstigsten Einwirkungsstelle erfolgen muss. Zu berücksichtigen sind die äußere Exposition durch Gammastrahlung und die Inhalation von Staub, wobei sich das Gebäude nahe genug an bergbaulichen Anlagen befinden muss (siehe [106]).

Aufenthalt im Freien

Auch für dieses Expositionsszenario sind für Beschäftigte realistische Aufenthaltszeiten anzusetzen. Für die allgemeine Bevölkerung beträgt der Aufenthalt im Freien *insgesamt* maximal 2000 Stunden pro Jahr. Auch hier muss sich die Person nicht die gesamte Zeit an der ungünstigsten Einwirkungsstelle befinden. Relevant sind im Allgemeinen die äußere Exposition, die Inhalation von Staub und die Direktinhalation von Boden.

Verzehr lokal erzeugter Lebensmittel

Die BerGB unterscheiden zwischen landwirtschaftlichen Produkten, Trinkwasser und Muttermilch bzw. Säuglingsnahrung. Jahresverzehrsmengen für alle Lebensmittel sind in den Berechnungsgrundlagen festgelegt und entsprechen denen in der Anlage zur Strahlenschutzverordnung [110].

Landwirtschaftliche Produkte im Sinne der Berechnungsgrundlagen sind Fisch, Milch und Milchprodukte, Fleisch und Fleischprodukte, Blattgemüse und sonstige pflanzliche Produkte; dies sind Getreide und -produkte, Frischobst, Obstprodukte und Säfte, Kartoffeln, Wurzelgemüse und Säfte sowie Gemüse, -produkte und -säfte. Für den Verzehr landwirtschaftlicher Produkte wird angenommen, dass der Jahresverbrauch nur zu 25 % durch lokal erzeugte und bergbaulich kontaminierte Lebensmittel gedeckt wird. Kontaminationswege sind Transfer vom Boden zur Pflanze, Kontamination über den Luftpfad (Staubablagerung) und über den Wasserpfad (Beregnung). Die BerGBergbau regeln, wann die jeweiligen Pfade zu berücksichtigen sind.

Beim Verbrauch von Trinkwasser wird angenommen, dass der gesamte Jahresbedarf kontaminiert ist, wenn nicht ein geringerer Anteil an kontaminiertem Trinkwasser gerechtfertigt ist. Liegt eine solche Rechtfertigung vor, zum Beispiel aufgrund einer Fernwasserversorgung, kann der Anteil kontaminierten Trinkwassers jedoch reduziert werden oder sogar unberücksichtigt bleiben.

Für den Pfad „Verzehr von Säuglingsnahrung oder Muttermilch“, der nur für die Altersgruppe ≤ 1 Jahr relevant ist, werden beide Varianten berechnet und der höhere der beiden Werte verwendet. Für die Säuglingsnahrung wird dabei angenommen, dass nicht kontaminierte Trockenmilch mit kontaminiertem Trinkwasser aufbereitet wird.

5.3.3 Anwendung

Für jedes Expositionsszenario sind in den Berechnungsgrundlagen Bergbau die auf den jeweiligen Einzelfall zutreffenden Expositionspfade zu berücksichtigen. Für jeden Expositionspfad wiederum ist in den Berechnungsgrundlagen eine Rechenvorschrift zu finden, mit der die Expositionen zu modellieren sind. Gegeben sind auch festgelegte Parameter zum Verhalten der Referenzperson,

Transferfaktoren und Ähnliches. Die Gleichungen und Parameter für die einzelnen Expositionspfade werden ausführlich in Kapitel 9 diskutiert.

5.4 Andere Modelle

5.4.1 Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu §47 der Strahlenschutzverordnung

Die Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu §47 der Strahlenschutzverordnung (kurz AVV) regelt die prospektive Ermittlung der Strahlenexposition der allgemeinen Bevölkerung durch eine kerntechnische Anlage im Genehmigungsverfahren, wenn nachgewiesen werden muss, dass der Strahlenschutzverantwortliche die technische Auslegung und den Betrieb seiner Anlagen oder Einrichtungen so geplant hat, dass die durch Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft oder mit Wasser bedingte Strahlenexposition die Dosisgrenzwerte des § 47 Abs. 1 der Strahlenschutzverordnung nicht überschreitet [6]. Um sicherzustellen, dass die tatsächliche Strahlenexposition auf keinen Fall unterschätzt wird, ist die Herangehensweise konservativ. Hierdurch wird sichergestellt, dass die später während des Betriebes der Anlage auftretenden Expositionen unter dem errechneten Wert liegen.

Die AVV berücksichtigt bei der Berechnung die Exposition durch Ableitungen mit der Abluft und dem Abwasser. Die Expositionen werden für eine Referenzperson berechnet, die sich gleichzeitig das ganze Jahr an der ungünstigsten Einwirkungsstelle für den Luftpfad und an der für den Abwasserpfad aufhält. Weiterhin werden nicht normale Verzehrsgewohnheiten angesetzt, sondern die 95-%-Quantile. Diese Vorgehensweise ist in jedem Fall konservativ und nicht realistisch, da sie zum einen Korrelationen unberücksichtigt lässt und zum anderen zu einer massiven Überschätzung der tatsächlichen Verzehrsmenge führen muss. Des weiteren geht die AVV vom Erreichen eines Gleichgewichtszustandes in den zu betrachtenden Umweltkompartimenten aus.

Im Jahr 2003 wurde zur Anpassung der AVV an den Stand von Wissenschaft und Technik die Version aus dem Jahr 1990 [5] neu überarbeitet [6]. Dabei wurden unter anderem Transferfaktoren aus den Berechnungsgrundlagen Bergbau [106] übernommen, die in der Regel unter den Angaben in der alten AVV [5] liegen. Es ergeben sich somit bei einer Modellierung unter Verwendung der neuen Version im Vergleich geringere Expositionen, die aber den prinzipiell sehr konservativen Charakter der AVV nicht berühren. Für eine realistische Dosismodellierung ist die AVV daher nicht geeignet.

5.4.2 ECOSYS-87

ECOSYS-87 ist ein Modell zur Simulation der radioökologischen Situation infolge eines nuklearen Unfalls [75], das in Deutschland entwickelt wurde. Das Modell berücksichtigt sowohl die interne Strahlenexposition durch Ingestion von Lebensmitteln und Wasser auch die Exposition durch externe Bestrahlung sowie durch Inhalation von radioaktiven Substanzen. In ECOSYS-87 liegen umfangreiche nuklidspezifische Daten sowie Angaben zur Schwankungsbreite von Parametern vor. Die Nukliddaten beziehen sich wegen der Auslegung auf kerntechnische Unfälle aber nur auf künstliche Radionuklide.

5.4.3 FARMLAND

Das FARMLAND¹-Modell [14] ist eine in Großbritannien vom National Radiological Protection Board (NRPB) entwickelte Vorschrift zur Berechnung des Transfers von Radionukliden in der Nahrungskette terrestrischer Ökosysteme. Der Aufbau ist modular, so dass eigenständige Submodelle zur Quantifizierung des Transfers in bestimmten Teilen der Nahrungskette existieren. In FARMLAND liegen detaillierte nuklidspezifische Informationen ausschließlich für künstliche Radionuklide aus der Kerntechnik vor, da auch FARMLAND in erster Linie für die Beschreibung der Verbreitung von Radionukliden nach einem Unfallszenario durch Fallout gedacht ist.

5.4.4 PATHWAY

Das Modell PATHWAY [127, 128] wurde in den USA entworfen und verfolgt einen ähnlichen Ansatz wie FARMLAND. Ziel ist die Beschreibung des Transports von künstlichen Radionukliden in terrestrischen Ökosystemen nach einem Unfallszenario durch Fallout. Dabei wird der Transfer von 20 künstlichen Radionukliden nach deren atmosphärischer Deposition bis hin zur Simulation der daraus resultierenden Strahlenexposition für die Bevölkerung eingeschlossen. Im Unterschied zu FARMLAND ist dieses Modell keine rein deterministische Rechenvorschrift, sondern enthält eine Monte-Carlo-Simulation zur zeitabhängigen Modellierung der Schwankungsbreite der Strahlenexposition durch Ingestion. Da dieses Modell nur die atmosphärischen Deposition betrachtet und auf künstliche Radionuklide ausgerichtet ist, ist es wie die vorstehend genannten Modelle zur Berechnung der effektiven Dosis durch natürliche Radionuklide als Folge bergbaulicher Aktivitäten nicht geeignet.

¹Food Activity from Radionuklide Movement on Land

6 Grundlagen der Statistik und der Probabilistik

6.1 Punktschätzer und Verteilungen

Im gegenwärtigen Strahlenschutzrecht wird ausschließlich mit Punktschätzern gearbeitet. Dies vereinfacht die rechtliche Beurteilung – ein Grenzwert ist überschritten oder eben nicht –, beschreibt die Wirklichkeit aber nur unzureichend.

Die zu beurteilenden Dosen ergeben sich im Allgemeinen aus einer Rechnung mit mehreren Eingangsgrößen. Beispielsweise ergibt sich die effektive Dosis zu

$$E = \sum_T \sum_r w_T \cdot w_r \cdot D_{T,r}. \quad (6.1)$$

Gleichung 6.1 stellt ein Modell der Auswertung im Sinne von Kapitel 4.5.1 dar. Jede Eingangsgröße ist mit einer Unsicherheit behaftet. Dies gilt analog für alle Größen in der Natur. Nach [71] sind dabei drei Klassen von Unsicherheiten zu unterscheiden:

- Modellunsicherheiten,
- Messunsicherheiten und
- Parameterunsicherheiten.

Modellunsicherheiten ergeben sich durch die Definition einer Größe, also aus dem verwendeten Modell. Für rechtliche Fragen stellt dies im Allgemeinen kein Problem dar, da die Modelle verbindlich sind. Selbst wenn das Modell falsch sein sollte, ist es zu verwenden. Für die Frage nach Realismus oder Konservativität bei der Ermittlung von Strahlenexpositionen sind Modellunsicherheiten daher nicht von Bedeutung. Relevanz gewinnen sie allerdings in wissenschaftlichen Fragen. Ein Beispiel hierfür sind Dosiskonversionsfaktoren für die interne Exposition durch Direktiongestion von Boden, auf die später eingegangen wird.

Messunsicherheiten betreffen experimentell ermittelte Eingangsgrößen, deren wahrer Wert prinzipiell unzugänglich ist (vgl. Kapitel 4.5.1). Die Verfahren zur Bestimmung der Messunsicherheiten sind wohlbekannt. Allerdings stellen sie nur eine Quelle der Schwankungen dar. So hat zwar eine Einzelprobe einen wahren Wert, für eine Stichprobe aus mehreren Proben trifft dies nicht mehr zu.

Eine weitere Quelle für Unsicherheiten sind *Parameterunsicherheiten*. Diese resultieren aus der natürlichen (oder auch anthropogenen) Variabilität der Eingangsgrößen. Während beispielsweise die Messunsicherheiten das Ergebnis der Messung einer Stichprobe betreffen, beziehen sich die Parameterunsicherheiten auf die Gesamtheit. Parameterunsicherheiten resultieren aus der

Variabilität der Parameter und führen dazu, dass jede Größe als Zufallsvariable aufzufassen ist. Für jede Zufallsvariable ist anzunehmen, dass sie einer bestimmten Wahrscheinlichkeitsverteilung genügt. Dies führt dazu, dass auch die Strahlenexpositionen als Zufallsgrößen aufzufassen sind.

6.1.1 Der multiplikative Grenzwertsatz der Statistik

Mit welcher statistischen Verteilung die Strahlenexposition einer Gruppe beschrieben werden kann, ist prinzipiell offen. Daher muss eine Verteilung gewählt und durch einen statistischen Verteilungstest überprüft werden, ob diese spezielle Verteilung nicht abgelehnt werden kann. Leider lässt kein statistischer Test die Aussage zu, dass eine Verteilung angenommen werden muss. Dies führt zu dem Problem, dass vielfach unterschiedliche Verteilungen zur Beschreibung desselben Datensatzes herangezogen werden können. Als Erfahrung aus der Beobachtung der Natur kann jedoch die Arbeitshypothese aufgestellt werden, dass in vielen Fällen die logarithmische Normalverteilung eine sinnvolle Annahme darstellt [68, 74]. Lineare Normalverteilungen sind in der Natur dann anzutreffen, wenn Regelmechanismen, z.B. Homöostase, den Zufallscharakter der Aufnahme in den Organismus einschränken.

Der Grund für die Bevorzugung der logarithmischen Normalverteilung ist der multiplikative Grenzwertsatz der Statistik [74], der besagt: Das Produkt von unabhängigen Zufallsvariablen strebt gegen eine logarithmische Normalverteilung, wenn die Anzahl n der Zufallsvariablen gegen unendlich strebt. Die Erfahrung lehrt, dass dieser Satz bereits für $n = 2$ in guter Näherung erfüllt ist [74].

Man beobachtet die logarithmische Normalverteilung immer dann, wenn eine Messgröße in verschiedenen Proben durch mehrere Prozesse beeinflusst wird, die multiplikativ auf die Messgröße einwirken mit Parametern, die ihrerseits Zufallsgrößen sind [71]. Dies gilt sowohl für die Aktivitätskonzentrationen in der Umwelt als auch die daraus resultierenden Strahlenexpositionen. Anzeichen für das Vorliegen einer logarithmischen Normalverteilung sind Abweichungen des Medians der Messwertverteilung vom arithmetischen Mittelwert und im Vergleich zum arithmetischen Mittelwert große Standardabweichungen der Messwerte. Zu einer ausführlichen Diskussion des Auftretens logarithmischer Normalverteilungen in der Natur siehe [68].

Logarithmische Normalverteilungen sind linksschief mit hohen Wahrscheinlichkeiten niedriger Realisierungen und geringen Wahrscheinlichkeiten hoher Realisierungen. Eine logarithmische Normalverteilung der Strahlenexpositionen hat damit hohe Wahrscheinlichkeiten relativ niedriger Expositionen und geringe Wahrscheinlichkeiten hoher Expositionen zur Folge.

Auch wenn anthropogene Einflüsse für die Variabilität von Messgrößen verantwortlich sind, sind die wahren Werte dieser Größen oft logarithmisch normal verteilt. So waren zum Beispiel die Raten der Brennstoffteilchen, die bei dem Reaktorunfall von Tschernobyl in die Atmosphäre gelangten, ebenso wie die Depositionsdichten und die Radionuklidkonzentrationen in Nahrungsmitteln aus den hochkontaminierten Bereichen um Tschernobyl meist logarithmisch normal verteilt [11, 43, 113]. Auch für Transferfaktoren müssen Variabilitäten entsprechend logarithmischer Normalverteilungen angenommen werden [26, 134]. Das Gleiche gilt für die Verteilungen von Uran und Ra-226 in Halden und Tailings des Uranbergbaus und in Umweltmedien der von ihnen beeinflussten Bereiche [72] und ganz allgemein für die Radionuklidverteilungen in TENORM und Rückständen von Arbeiten [107].

6.1.2 Die Normalverteilung

Wegen der grundlegenden Bedeutung der Normalverteilung sollen ihre Eigenschaften im folgenden kurz dargestellt werden.

Die Verteilungsdichtefunktion der Normalverteilung lautet

$$f(x) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma^2}\right). \quad (6.2)$$

Sie ist eine kontinuierliche, zweiparametrische Verteilung mit den Parametern μ und σ . Der Parameter μ ist bei der Normalverteilung zugleich Erwartungswert und Median. Der Parameter σ ist die Standardabweichung, die sich als Wurzel aus der Varianz σ^2 ergibt. Ist die Größe X normalverteilt mit den Parametern μ und σ , so schreibt man häufig auch: $X : N(\mu, \sigma)$

Die Verteilungsfunktion der Normalverteilung ergibt sich als Integral über die Verteilungsdichtefunktion zu

$$F(x) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^x dz \exp\left(-\frac{(z-\mu)^2}{2\sigma^2}\right) \quad (6.3)$$

Die Normalverteilung ergibt sich in vielen Fällen als Konsequenz des zentralen Grenzwertsatzes der Statistik, der besagt: die Verteilung der Summe vieler beliebig verteilter, voneinander unabhängiger Zufallsgrößen strebt gegen eine Normalverteilung [84].

Die Normalverteilung $X : N(0, 1)$ heißt Standardnormalverteilung. Ihr kommt grundlegende Bedeutung zu, da man aus ihr alle anderen Normalverteilungen errechnen sowie Quantile definieren kann. Ihre Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion lautet

$$\phi(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{x^2}{2}\right) \quad (6.4)$$

und ihre Verteilungsfunktion

$$\Phi(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^x dz \exp\left(-\frac{z^2}{2}\right). \quad (6.5)$$

Die Werte von Φ und ϕ können Tabellen entnommen werden [13, 73].

In einer normalverteilten Stichprobe mit einer endlichen Anzahl N an Werten x_i kann der Erwartungswert durch den arithmetischen Mittelwert

$$\bar{x} = \frac{1}{N} \sum_i x_i \quad (6.6)$$

abgeschätzt werden. Die empirische Varianz wird berechnet durch

$$s^2 = \frac{1}{N-1} \sum_i (x_i - \bar{x})^2. \quad (6.7)$$

Ob eine Stichprobe einer Normalverteilung genügt, kann mittels eines Hypothesentests herausgefunden werden. Für den Test auf Normalverteilung wurde in dieser Arbeit der in ORIGIN implementierte *Shapiro-Wilk-Test* [98] verwendet.

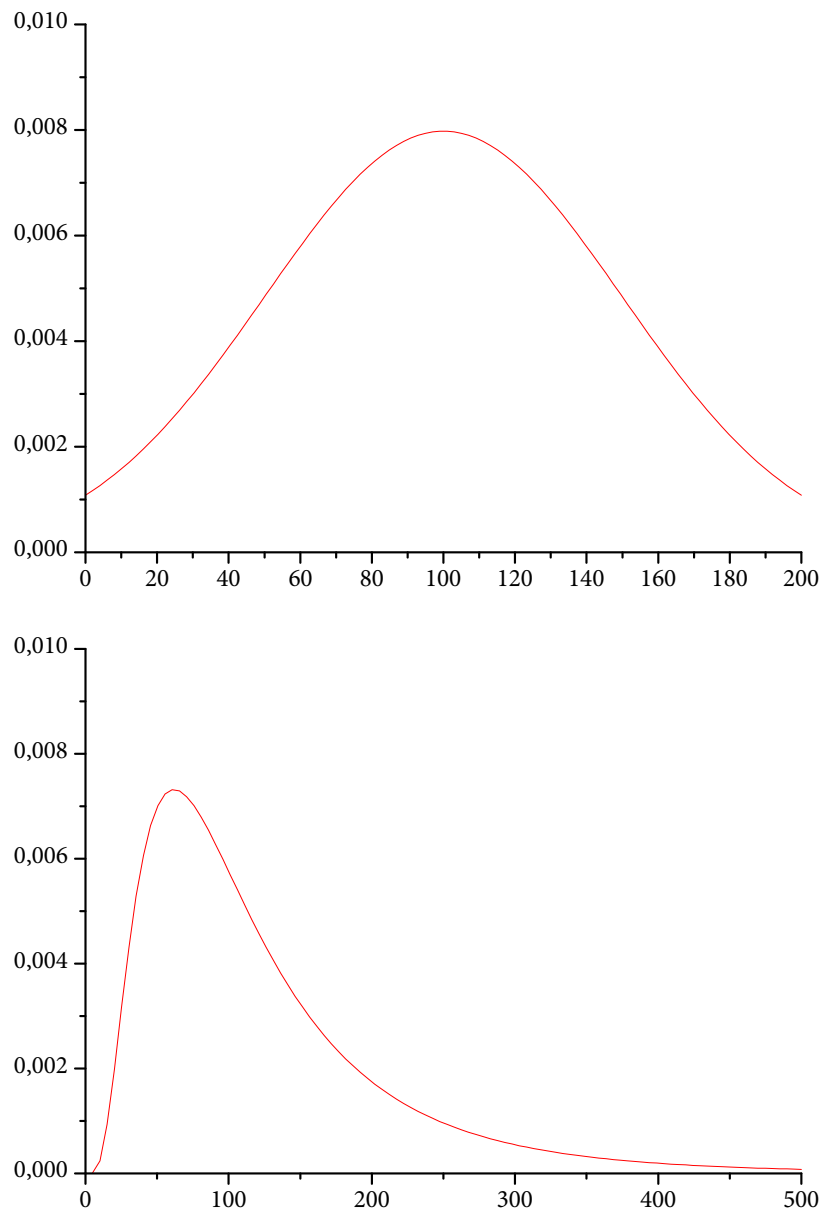


Abbildung 6.1: Wahrscheinlichkeitsdichte der Normalverteilung $N(100,50)$ (oben) und der Lognormalverteilung $LN(\ln(100), \ln(2))$ (unten)

6.1.3 Die logarithmische Normalverteilung

Eine Größe Y ist lognormalverteilt, wenn die Größe $X = \log(Y)$ normalverteilt ist. Die Lognormalverteilung ist in der Natur häufig anzutreffen, da sie sich aus dem multiplikativen Grenzwertsatz

der Statistik ergibt, der besagt: Die Verteilung eines Produkts unabhängiger, beliebig verteilter Zufallsgrößen strebt gegen eine Lognormalverteilung, wenn die Zahl der Zufallsgrößen gegen unendlich strebt.

Die Wahrscheinlichkeitsdichte der Lognormalverteilung lautet demnach

$$f_{\text{LN}}(y) = \frac{1}{y\sigma\sqrt{2\pi}} \exp\left(\frac{-(\ln(y) - \mu)^2}{2\sigma^2}\right), \quad (6.8)$$

wobei $y \geq 0$. Hierbei wurde, wie allgemein üblich, der natürliche Logarithmus verwendet. Diese Verteilung besitzt die Parameter μ , den Erwartungswert der normalverteilten Größe X , und die Standardabweichung σ .

Für den geometrischen Mittelwert und die geometrische Standardabweichung der lognormalverteilten Größe Y gilt:

$$\exp(\mu) = \exp\left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i\right) = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n \exp(x_i)} = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n y_i} = \bar{y}_g \quad (6.9)$$

$$\exp(\sigma) = \exp\left(\sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}\right) = s_g. \quad (6.10)$$

Im Falle einer Lognormalverteilung entspricht der geometrische Mittelwert dem Median. Zur Darstellung eines geometrischen Mittelwertes und der zugehörigen geometrischen Standardabweichung wird in dieser Arbeit die Schreibweise $\bar{y}_g \cdot s_g^{\pm 1}$ benutzt in Analogie zur geläufigen Schreibweise $\bar{x} \pm s$ für den arithmetischen Mittelwert $\bar{x}$ und die Standardabweichung s . Für lognormalverteilte Daten erhält man so das Intervall, in dem ca. 66 % der Daten liegen, durch Multiplikation bzw. Division des geometrischen Mittelwertes mit bzw. durch die geometrische Standardabweichung.

Die Verteilungsfunktion lautet

$$F_{\text{LN}} = \int_0^\infty dz f_{\text{LN}}(z) = \frac{1}{2} \left(1 + \Phi\left(\frac{\ln(y) - \mu}{\sigma\sqrt{2}}\right) \right). \quad (6.11)$$

Erwartungswert und Varianz von Y sind gegeben durch

$$E(Y) = \int_0^\infty dy y f_{\text{LN}}(y) = \exp\left(\frac{\mu + \sigma^2}{2}\right) \text{ und} \quad (6.12)$$

$$\text{Var}(Y) = \int_0^\infty dy (y - E(Y))^2 \cdot f_{\text{LN}}(y) = \exp(2\mu + \sigma) \cdot (\exp(\sigma^2) - 1). \quad (6.13)$$

Liegen nur arithmetischer Mittelwert $\bar{x}$ und Standardabweichung vor, so lassen sich geometrischer Mittelwert und Standardabweichung schätzen [68]:

$$\bar{x}_g = \frac{\bar{x}}{\sqrt{1 + (s/\bar{x})^2}} \quad (6.14)$$

$$s_g = \sqrt{\ln(1 + s/\bar{x})}. \quad (6.15)$$

6.2 Monte-Carlo-Simulationen

Für Monte-Carlo-Simulationen werden die in eine Gleichung eingehenden Parameter als Zufallsgrößen aufgefasst, die einer bestimmten Wahrscheinlichkeitsverteilung genügen [51]. Entsprechend dieser Wahrscheinlichkeitsverteilungen werden dann für jeden Parameter Zufallszahlen erzeugt, und über viele Versuche die Wahrscheinlichkeitsverteilung des Ergebnisses gewonnen.

Zur Modellierung der Strahlenexposition als Zufallsgröße müssen die Wahrscheinlichkeitsdichten der individuellen Strahlenexpositionen ermittelt werden. Dies kann mittels probabilistischer Verfahren durch Monte-Carlo-Simulationen erfolgen, indem die in die Berechnungen eingehenden Parameter, soweit sie nicht gesetzlich als Punktschätzer festgelegt sind, als Zufallsgrößen aufgefasst werden. Anhand empirischer Verteilungen dieser Größen, z.B. zu den Aktivitätskonzentrationen oder Ortsdosisleistungen, oder der Annahme plausibler Verteilungen für die der Messung nicht direkt zugänglichen Größen, wie Aufenthaltszeiten und Ernährungsgewohnheiten, können die Wahrscheinlichkeitsdichten der Strahlenexpositionen simuliert werden. Die Software CRYSTAL BALL[®], eine in MS-EXCEL[®] implementierbare Monte-Carlo-Simulation zur Schätzung der Verteilungen von Zufallsvariablen, ermöglicht derartige Modellrechnungen in umfassender Weise.

Jede Simulation in dieser Arbeit wurde mit 100000 Versuchen durchgeführt. Dabei wurden die Zufallszahlen nach der Methode des Latin-Hypercube-Samplings erzeugt. Hierfür wird die Wahrscheinlichkeitsverteilung eines jeden Parameters in Bereiche gleicher Wahrscheinlichkeit eingeteilt, für die jeweils Zufallszahlen erzeugt werden. Dies ermöglicht eine homogenere Verteilung der Zufallszahlen und führt zu einer höheren Genauigkeit, erhöht jedoch den Speicherbedarf.

Als Ergebnisse wurden neben der Wahrscheinlichkeitsverteilung jeweils der Erwartungswert, 95%-Vertrauensbereich und wählbare Quantile der Verteilung erhalten. In Kapitel 9 sind bei den Ergebnissen der Modellierung im Allgemeinen Erwartungswert und 95%-Vertrauensbereich angegeben. CRYSTAL BALL[®] ermöglicht darüberhinaus die Anpassung kontinuierlicher Wahrscheinlichkeitsverteilungen an das Ergebnis der Modellierung. Da sich aber die in dieser Arbeit ermittelten zusätzlichen Dosen als Differenz von erhöhter und geogener Dosis nicht sinnvoll durch eine von CRYSTAL BALL angebotene Verteilung beschreiben ließen, wurde auf eine solche Anpassung verzichtet.

Im ZSR der Leibniz Universität Hannover wurde dieses Monte-Carlo-Verfahren bisher in zwei Dissertationen genutzt, um den Transfer von natürlichen Radionukliden in terrestrischen Ökosystemen und die natürlichen Strahlenexposition in Norddeutschland zu simulieren [115] und um die anthropogenen Einflüsse und radiologische Relevanz natürlicher Radionuklide in ausgewählten Bergbaugebieten Deutschlands zu untersuchen [88]. In dieser Arbeit werden Monte-Carlo-Simulationen zur Modellierung der durch bergbauliche Aktivitäten verursachten zusätzlichen Dosen für Personen der allgemeinen Bevölkerung verwendet.

Die mit Monte-Carlo-Verfahren simulierten Verteilungen stellen zum einen a priori die Wahrscheinlichkeitsdichten für zu erwartende individuelle Strahlenexposition dar, zum anderen können sie a posteriori als Dosisverteilung einer großen Population Exponierter interpretiert werden. Die Qualität der Simulationen hängt dabei von der Kenntnis der Verteilungen der zu berücksichtigenden Parameter ab.

7 Steinkohlebergbau

Die Ableitung von Grubenwässern mit erhöhten Radiumgehalten (siehe Kapitel 3.3) kann zu Kontaminationen der Umwelt und Expositionen der allgemeinen Bevölkerung führen. Im Gebiet der Fossa Eugeniana und des Rheinberger Altrheins sowie an der Lippe wurden zwei derartige Situationen in Nordrhein-Westfalen untersucht.

7.1 Fossa Eugeniana

7.1.1 Messungen

Ortsdosisleistung

Zum Auffinden von belasteten Bereichen wurden im Rahmen des in der Einleitung erwähnten Gutachtens [38] insgesamt 6271 Messungen der Ortsdosisleistung durch die Universitäten Hannover und Duisburg-Essen durchgeführt. Außerdem sollte das natürliche Niveau in nicht durch den Bergbau beeinflussten Gebieten am Niederrhein eingeschätzt werden. Die Messungen wurden im Zeitraum April bis Juli 2004 durchgeführt.

Dabei können aufgrund der Länge des zu untersuchenden Gewässersystems und der differenzierten Verhältnisse in Bezug auf radioaktive Kontaminationen die folgenden Ausführungsvarianten der Kartierung unterschieden werden [38]:

- Übersichtsmessungen: Messungen entlang der Uferböschung im Schrittempo mit laufendem ODL-Gerät bei Anzeige <200 nSv/h. Ca. alle 50 m wurde ein Messpunkt zur Dokumentation aufgenommen. Die örtliche Zuordnung der Messpunkte erfolgte nach Gewässerstationierung und nach festgelegten Orientierungspunkten.
- Lineare Kartierung: Messungen entlang der Uferböschung im Rasterabstand von $6\text{ m} \times 6\text{ m}$ bei ODL ab 200 nSv/h. Die Orientierung des Rasters erfolgte an eingemessenen Bezugspunkten.
- Lineare Kartierung, aufgeweitet: Messungen entlang der Uferböschung (Messlinie 1) und im Abstand von 6 m (Messlinie 2) bzw. 12 m (Messlinie 3) im Rasterabstand von 6 m. Die Orientierung des Rasters erfolgt an eingemessenen Bezugspunkten.
- Flächenhafte Kartierung: Messungen im Rasterabstand von $2\text{ m} \times 2\text{ m}$ bei ODL >300 nSv/h, Raster $6\text{ m} \times 6\text{ m}$ bei ODL <300 nSv/h. Die Kartierung wurde vom Gewässer weg soweit ausgedehnt, bis das Hintergrundniveau erreicht wurde.

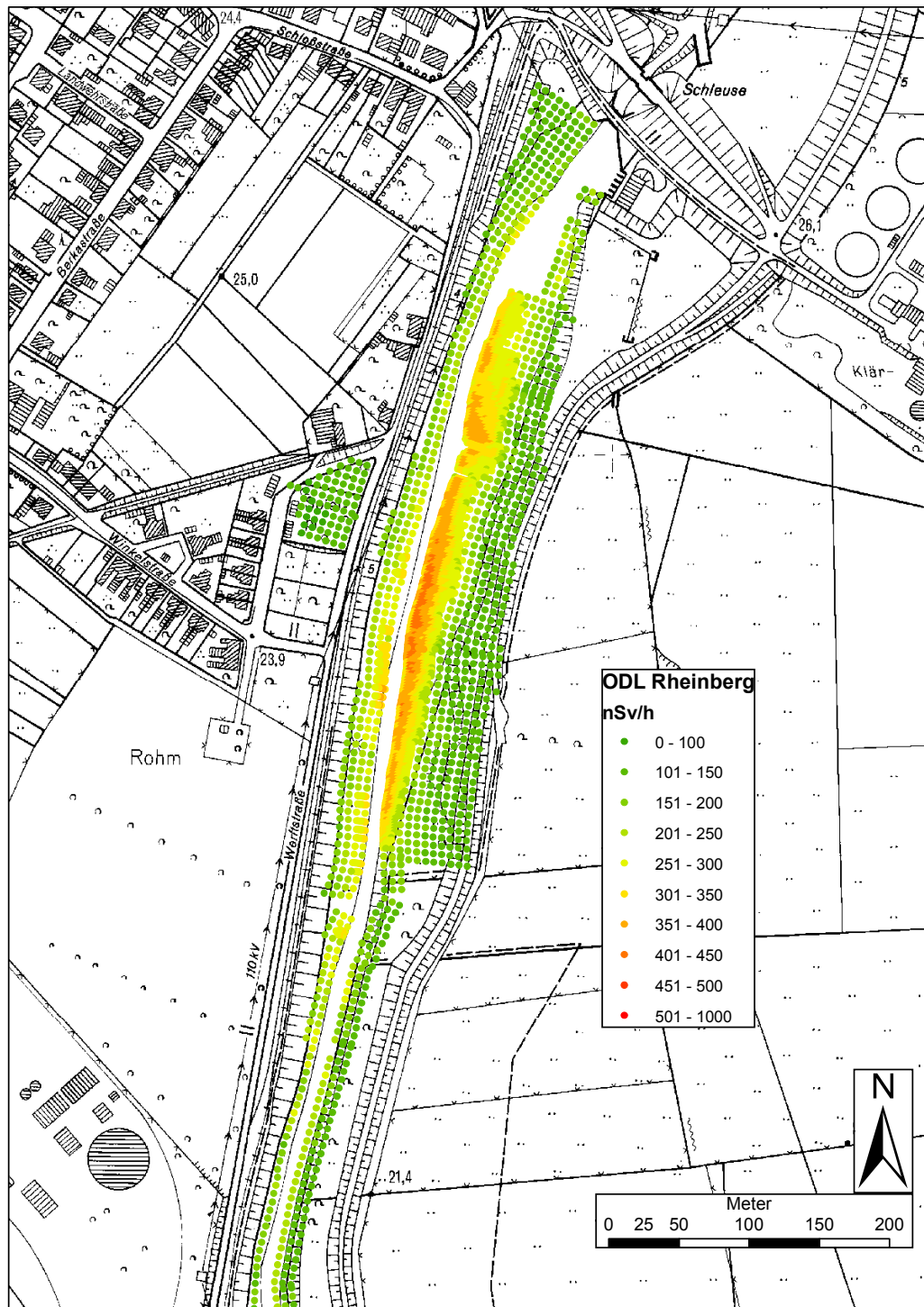


Abbildung 7.1: ODL-Messpunkte am Rheinberger Altrhein

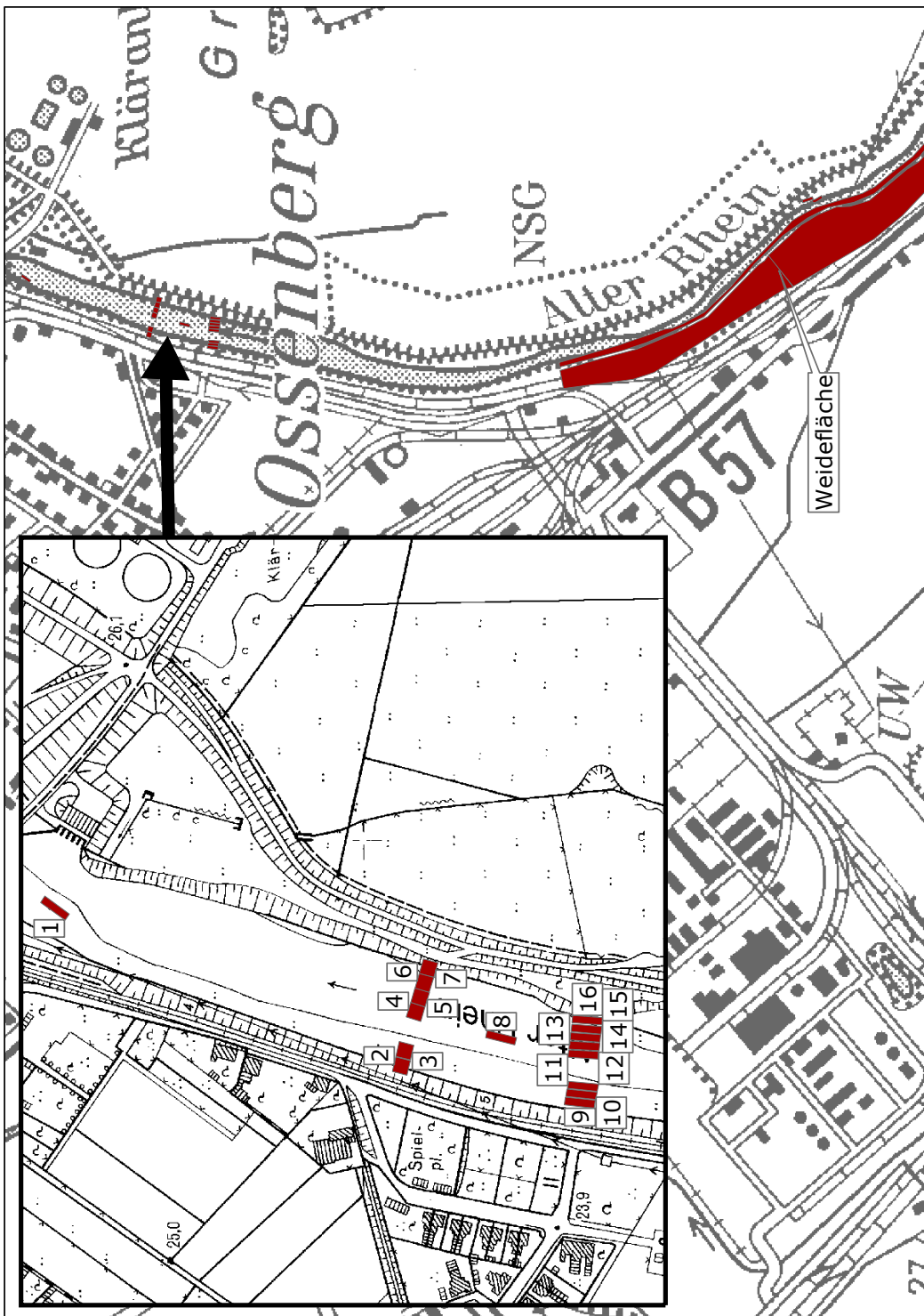


Abbildung 7.2: Bodenprobenahmeflächen am Rheinberger Altrhein

Tabelle 7.1: Probenahmestellen Grundwässer im Bereich Fossa Eugeniana und Rheinberger Altrhein

Probe	Beschreibung
1102	Rheinberger Altrhein, nördlicher Teil oberhalb von Ossenberger Schleuse, rechtes Ufer
1017	Rheinberger Altrhein, Zulauf von Jenneckes Gatt, rechtes Ufer
1929H	Moersbach, nördlicher Teil in Rheinberg, linkes Ufer
Am Kanal	Gartenbrunnen Am Kanal 3 in Rheinberg
1190	Fossa Eugeniana, nördlicher Teil bei A57, linkes Ufer
1647	Fossa Eugeniana, mittlerer Teil nach Einleitung Rossenray
2217	Fossa Eugeniana, mittlerer Teil unterhalb Absetzbecken Rossenray
1642-2	Fossa Eugeniana, südlicher Teil unterhalb Zulauf Eyllsche Kendel

Wasserproben

Im Rahmen des Gutachtens wurden Messungen von Grund- und Oberflächenwässern durch die Universität Duisburg-Essen und den VKTA Dresden durchgeführt [38].

Für die Beurteilung von Grundwässern wurden insgesamt neun Grundwassermessstellen der LINEG im Gebiet des Altrheins, der Fossa Eugeniana und des Moersbaches sowie ein privater Gartenbrunnen in Rheinberg ausgewählt. Davon konnten jedoch nur acht Stellen aufgrund des jeweiligen Wasserstandes beprobt werden.

Für die Messung von Oberflächenwässern (Fließgewässer und eingeleitete Grubenwässer) wurden insgesamt neunzehn Probenahmestellen beprobt. Um die Variabilität abschätzen zu können, wurden an sechs dieser Probenahmestellen außerdem jeweils fünf zeitlich versetzte Monitoring-Proben genommen.

Die Analysen wurden von der Universität Duisburg-Essen durchgeführt. Die eingegangenen Wasserproben wurden dabei nach Einstellung des radioaktiven Gleichgewichtes zwischen Ra-226 und seinen Folgeprodukten gammaspektrometrisch untersucht. Außerdem wurden ausgewählte Wasserproben zu Kontrollzwecken vom VKTA gemessen. Hier wurden zwei zeitlich versetzte gammaspektrometrische Messungen sowie eine Analyse auf U-238, U-235 und Th-232 mittels ICP-MS durchgeführt. Aus den beiden gammaspektrometrischen Messungen kann dabei die Aktivität von Ra-224 zum Probenahmezeitpunkt abgeschätzt werden. Bei den Analysen der Universität Duisburg-Essen muss dagegen die Aktivität von Ra-224 als Gleichgewichtsaktivität mit Th-228 interpretiert werden, da die Analyse erst nach längerer Lagerzeit durchgeführt wurde, nach der eventuell vorhandenes überschüssiges Ra-224 bereits zum Großteil zerfallen wäre.

Zusätzlich wurden durch das ZSR weitere Grund und Oberflächenwasserproben genommen und im Rahmen einer anderen derzeit am ZSR laufenden Promotion [53] mit Flüssigszintillations- und Alphaspektrometrie auf Pb-210 und Po-210 untersucht.

Tabelle 7.2: Probenahmestellen Oberflächenwässer im Bereich Fossa Eugeniana und Rheinberger Altrhein

Gewässer	Probennr.	Probenahmestelle
Hoerstgener Kendel	1	Nordwestlicher Teil
	2	Südöstlicher Teil
	18	Einleiter Schacht Hoerstgen (Monitoring-Probe)
Issumer Fleuth	3	Einlauf Durchstich Hoerstgener Kendel
	4	Mündung in Fossa Eugeniana
Eyllsche Kendel	5	Südgrenze Untersuchungsbereich (Monitoring-Probe)
Große Goorley	6	Nach Einleitungen Friedrich-Heinrich
	7	vor Mündung Fossa
	19 (A, B)	Einleiter Friedrich-Heinrich (Monitoring-Probe)
Fossa Eugeniana	8	Einmündung Große Goorley
	9	nach Einleitung Rossenray
	10 (A, B)	Einleiter Rossenray (Monitoring-Probe)
	11	Brücke B510
	12	Einmündung Druckleitung Pattberg
	13	Rheinberg Fossastraße (Monitoring-Probe)
Moersbach	14	Rheinberg Bahnhofstraße, Zulauf
Jenneckes Gatt	15	Jenneckes Gatt
Rheinberger Altrhein	16	vor Ossenberger Schleuse (Monitoring-Probe)
	17	Höhe Weidefläche

Sedimente

Die Untersuchung von Sedimenten kann Aufschluss über die Quellen der Belastungen im Gewässer geben. Außerdem sind Sedimente letzten Endes die Ursachen für die Bodenkontaminationen, auch wenn die Sedimente darauf keine direkten Rückschlüsse zulassen. Aus Aufenthalt auf trockengefallenem Sediment kann außerdem eine externe Strahlenexposition resultieren.

Durch die Universitäten Duisburg-Essen und Hannover wurden insgesamt 35 Proben von Gewässersedimenten untersucht, wobei – wie auch bei den Bodenproben – belastete und unbelastete Probenahmestellen ausgewählt wurden. Daher konnten auch das natürliche Hintergrundniveau charakterisiert und die Kontaminationsquellen identifiziert werden.

Böden

Sowohl in den identifizierten Bereichen mit erhöhter Ortsdosisleistung als auch in unbelasteten Bereichen und solchen, die für die Gewinnung von Nahrungsmitteln geeignet sind (z.B. Viehweide), wurden im Rahmen des Gutachtens Bodenproben genommen. Diese stammten aus dem Tiefenbereich 0–20 cm. Zusätzlich wurden ausgewählte Stellen im Bereich des Rheinberger Altrheins im Tiefenbereich 0–10 cm beprobt. Unter einer Straßenbrücke der B57 konnte wegen einer unter der Bodenschicht von nur wenigen Zentimetern Dicke liegenden Betondecke der Tiefenbereich nicht

eingehalten werden. Dies betrifft zwei Proben.

Die Auswahl der Flächen, die jeweils mit einer Mischprobe beprobt wurden, erfolgte dabei anhand der Ortsdosisleistung, wobei auf gleichbleibende ODL innerhalb der Fläche geachtet wurde.

Insgesamt wurden durch die Universität Duisburg-Essen vierzehn Bodenproben, durch die Universität Hannover 33 Proben genommen und analysiert. Durch die Uni Essen wurden außerdem im Rahmen des Gutachtens insgesamt sechs Bodenprofile entnommen. Probenahmestellen waren im Bereich des Altrheins bei Ossenberg (drei Rammkernsondierungen, ein Schurf) und im Bereich der Halbinsel an Jenneckes Gatt (zwei Rammkernsondierungen).

Biomaterialien

Zur Einschätzung der potentiellen Exposition, die sich aus dem Verzehr von Milch und Fleisch von auf einer Weidefläche am Rheinberger Altrhein gehaltenen Kühen ergibt, wurde Gras von dieser Weide untersucht. Eine von der LINEG im Jahr 2004 bereitgestellte Probe wies nach der Trocknung ein ungewöhnlich hohes Verhältnis von Trocken- zu Frischmasse auf. Da hier der Verdacht auf Bodenanteile in der Probe bestand, wurde die Probenahme wiederholt. Hierzu wurde im April 2005 mit Unterstützung durch Mitarbeiter der LINEG das Weidegras beprobt.

Fischproben sowie Kaninchen und Nutrias wurden ebenfalls bereitgestellt. An Fischen wurden 23 Aale aus der Fossa Eugeniana, acht Alande aus dem Rheinberger Altrhein sowie 23 Aale aus bergbaulich unbelasteten Gewässern untersucht. Die drei Nutrias und die zwei Kaninchen, die zur Verfügung standen, stammten aus dem Bereich des Rheinberger Altrheins.

7.1.2 Ergebnisse

Sämtliche Ergebnisse sind im Abschlussbericht [38] und der Kurzfassung des Abschlussberichtes [39], die durch die Universität Hannover durchgeführten Untersuchungen und deren Ergebnisse außerdem in [122] veröffentlicht. Eine detaillierte Darstellung findet sich auch bei Ritzel [88]. Im Anhang zum Abschlussbericht [38] befindet sich darüber hinaus umfangreiches Kartenmaterial zur Lage der Probenahmepunkte und zu den Ergebnissen der ODL-Messungen.

Ortsdosisleistung

Die statistische Auswertung der ODL-Messungen zeigt Tabelle 7.3.

Für die Bereiche Issumer Fleuth, Eyllsche Kendel, oberer Moersbach und Jenneckes Gatt kann keine Beeinflussung durch den Steinkohlebergbau festgestellt werden. Die Annahme einer logarithmischen Normalverteilung ist für diese Bereiche nicht abzulehnen, weshalb die geometrischen Mittelwerte zur Beschreibung gut geeignet sind. Diese Gebiete können zur Abschätzung des geogenen Hintergrundes der Ortsdosisleistung benutzt werden.

Die Hoerstgener Kendel zeigt in den Abschnitten bis zum Einleiter des Schachtes Hoerstgen keine erhöhten Werte. Nach dem Zufluss der Einleitungen ist eine deutliche Erhöhung der ODL erkennbar. Neben dem Einleiter wurde eine flächenhafte Kontamination mit deutlich erhöhten ODL-Werten gefunden. Diese wurde vermutlich durch Aushubmassen aus der Gewässerunterhaltung verursacht, die in diesem Bereich abgelagert wurden. Die Kontamination wurde inzwischen beseitigt. Einflüsse des Steinkohlebergbaus auf die Issumer Fleuth sind jedoch nicht festzustellen.

Tabelle 7.3: Statistische Auswertung von Messungen der Ortsdosisleistung im Bereich Fossa Eugeniana und Rheinberger Altrhein

Gewässer	n	$\bar{x}$	s	$\bar{x}_g$	s_g	Min.	25%-Q.	Median	75%-Q.	Max.
Hoerstgener Kendel gesamt	221	169	127	140	1,75	68	101	113	186	764
davon kontaminierte Fläche	166	194	137	162	1,74	95	104	124	242	764
HK ohne kont. Fläche	55	95	32	91	1,34	68	73	80	113	192
HK zur Issumer Fleuth	28	192	72	182	1,38	123	147	170	200	370
Issumer Fleuth	124	79	10	78	1,13	60	72	78	85	105
Eyllsche Kendel	14	73	4	73	1,05	68	71	73	74	83
Große Goorley	85	107	44	100	1,38	73	82	90	103	275
Fossa Eugeniana	480	145	69	132	1,54	46	90	149	181	816
Oberer Moersbach	27	76	6	75	1,08	68	71	75	80	95
Unterer Moersbach	98	180	71	164	1,57	76	97	191	245	296
Jennekes Gatt	24	95	5	95	1,05	88	93	96	98	107
Halbinsel Jennekes Gatt	147	282	69	274	1,29	101	234	273	317	485
Altrhein Gesamt	4627	271	78	257	1,40	99	220	285	328	431
davon linke Seite	1075	255	65	246	1,33	114	209	266	310	373
davon rechte Seite	3552	276	81	261	1,42	99	227	291	336	431
Weidefläche	58	118	7	118	1,07	100	115	119	123	137
Uferbereich der Weide	29	282	61	276	1,25	182	228	284	335	393
Spielplätze	185	102	6	101	1,08	48	98	101	105	119
Böschung unterhalb Spielplatz Kanalstr	33	116	20	115	1,17	97	103	109	126	174
Ankergraben	29	119	5	119	1,04	108	115	119	123	127
Kohlenhuck	25	131	22	129	1,21	93	131	142	145	152

Die Große Goorley zeigt in weiten Bereichen keine auffälligen Messwerte. Lediglich in der Nähe des Einleiters des Schachtes Friedrich-Heinrich ist eine leichte Erhöhung mit einem Maximalwert von 275 nSv/h feststellbar.

Die Fossa Eugeniana zeigt im Abschnitt bis zum Schacht Rossenray praktisch keine Beeinflussung durch den Bergbau. In diesem Bereich sind die Messwerte durchweg niedrig. Im Bereich des Einleiters Schacht Rossenray wurde dann mit 816 nSv/h der höchste Messwert des Projektes gemessen. Eine weitere Kontamination wurde flussabwärts unter einer Straßenbrücke gefunden, wo durch Sedimentationen kleinräumige Kontaminationen mit ODL-Messwerten von ca. 400 nSv/h verursacht wurden. Auch diese Kontaminationen wurden inzwischen beseitigt. Bis auf diese kleinräumigen Kontaminationen war die Fossa jedoch unauffällig, was durch das Kanalprofil des Gewässers mit hoher Fließgeschwindigkeit und das Fehlen von Sedimentationszonen verständlich ist.

Ebenfalls unauffällig ist der untere Moersbach nach dem Zusammenfluss mit der Fossa Eugeniana, wo Ortsdosisleistungen im Bereich der Hintergrundwerte gemessen wurden. Nach der Kanalschleuse im Bereich der Halbinsel vor Jennekes Gatt wurden jedoch an beiden Seiten erhöhte ODL-Werte gemessen. Der Maximalwert am Altrhein betrug 430 nSv/h, der Maximalwert auf der durch Sedimentationen entstandenen Halbinsel sogar 485 nSv/h.

Im Bereich des Rheinberger Altrheins wurden flächenhafte Kontaminationen vorgefunden. Insbesondere die rechte Seite des Altrheins zeigt in einem Naturschutzgebiet eine ausgeprägte

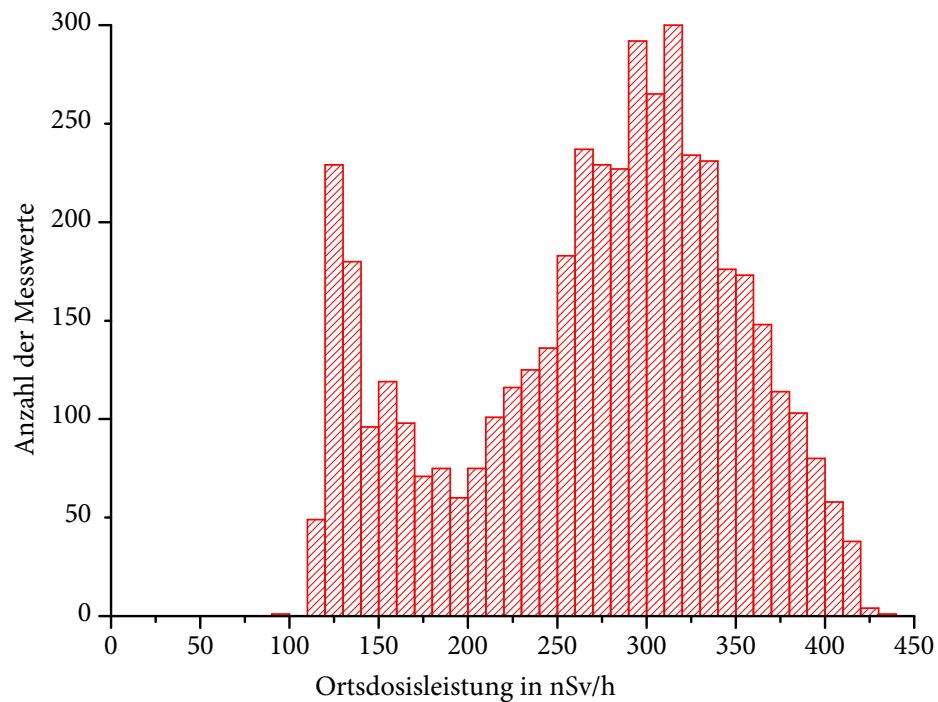


Abbildung 7.3: Histogramm der ODL-Messwerte am Altrhein

Kontamination mit Messwerten über 200 nSv/h. Dieser Bereich ist im Sommer dicht mit Schilf bewachsen und wird daher als Schilfgürtel bezeichnet. Die höchsten Messwerte liegen nah am Ufer. Die ODL nimmt landeinwärts deutlich ab. Auch am linken Ufer sind deutliche Einflüsse des Steinkohlebergbaus zu erkennen, die Flächen sind jedoch kleiner. Ein Histogramm der Messwerte am Altrhein ist in Abbildung 7.3 dargestellt. In der bimodalen Verteilung kennzeichnet der Modus bei etwa 120 nSv/h die nicht beeinflussten Bereiche, der Modus bei etwa 300 nSv/h die durch Kontaminationen erhöhte ODL. Die Anzahl der Messwerte lässt keinen Schluss auf die betroffenen Flächen zu, da im Bereich erhöhter Messwerte das Messraster verdichtet wurde. Eine detailliertere Diskussion der Situation am Altrhein findet sich im Abschlussbericht [38] und bei Ritzel [88], der auch eine differenzierte Betrachtung einzelner Teilflächen am Altrhein vorgenommen hat.

Bei der Weidefläche am Altrhein lassen sich in zwei Teile unterscheiden: Die Uferlinie ist deutlich beeinflusst und durch Ortsdosisleistungen gekennzeichnet, die denen im Schilfgürtel vergleichbar sind. Die eigentliche Weidefläche jedoch liegt gegenüber der Uferlinie deutlich erhöht hinter einem Deich und ist radiologisch unauffällig.

Ebenfalls unauffällig sind weitere im Projekt untersuchte Flächen (Spielplätze, Bergehalde Kohlenhuck und der Ankergraben im Bereich des Altrheins bei Ossenbergl), auf die hier nicht weiter eingegangen werden soll.

Wasser

Die gammaspektrometrisch gemessenen Aktivitätskonzentrationen liegen für die Nuklide U-238, Pb-210, Ra-228 und Ra-224 sowohl in Grund- als auch in Oberflächenwässern meist unter den jeweiligen Nachweisgrenzen. Lediglich bei den vom VKTA mit ICP-MS gemessenen Proben konnten Werte für U-238 gewonnen werden. In den meisten Proben messbar sind dagegen Ra-226 und K-40.

Die Messergebnisse der *Grundwasserproben* finden sich in Tabelle A.2. Es zeigt sich, dass die Radium-226-Konzentrationen mit einem Median von 0,011 Bq/L sehr niedrig sind und in zwei Fällen unterhalb der jeweiligen Nachweisgrenze lagen. Eine signifikante Abhängigkeit zur Gesamtmineralisation, die sich im K-40-Gehalt zeigt, ist nicht vorhanden. Auch die Konzentrationen von Ra-228 sind niedrig, hier konnte in drei Fällen nur die Nachweisgrenze angegeben werden. Es fällt auf, dass die durch den VKTA gewonnen Ergebnisse deutlich höher als die der Universität Duisburg-Essen und etwa um einen Faktor 3 über den jeweiligen Ra-226-Konzentrationen liegen. Der Grund hierfür ist unklar; es handelt sich nicht um einen Eintrag von Grubenwasser, der sich in einem Verhältnis Ra-228/Ra-226 von etwa 0,3 widerspiegeln müsste.

Die Ergebnisse für U-238 liegen für die Messungen durch die Universität Essen generell unter den jeweiligen Nachweisgrenzen. Durch den VKTA konnten mit der ICP-MS Ergebnisse gewonnen werden. Die gemessenen Konzentrationen liegen dabei im natürlichen Wertebereich in Deutschland [16]. Die Unterschiede zwischen den Nachweisgrenzen der Uni Essen und den Ergebnissen des VKTA zeigen die Schwierigkeit, U-238 gammaspektrometrisch zu bestimmen.

Die in den *Oberflächenwässern* gemessenen K-40-Konzentrationen liegen erwartungsgemäß höher als in den Grundwässern. Da K-40 ein Indikator für die Mineralisation ist, zeigt sich eine Korrelation von Salzgehalt und K-40-Aktivitätskonzentration [38]. Weiterhin zeigt sich ein Zusammenhang zwischen der Ra-226-Konzentration und der von K-40, die den Salzgehalt anzeigt. Bergbaulich beeinflusste Wässer mit höherem Salzgehalt weisen auch höhere Ra-226-Konzentrationen auf. Dabei sind die Messergebnisse für Ra-226 der unfiltrierten Proben tendenziell etwas höher als die der filtrierten. Der Median für Ra-226 betrug in den unfiltrierten Proben 0,06 Bq/L, in den filtrierten 0,05 Bq/L. Unauffällig sind die Konzentrationen von U-238, die nur durch ICP-MS bestimmt werden konnten. In einer Probe wurde ein auffällig hoher Wert von 0,22 Bq/L gefunden. Dieser ist – soweit kein Artefakt – als Erhöhung von Th-234 zu sehen.

Die Messung von Pb-210 in ausgewählten Proben mit Flüssigszintillationsspektrometrie geht mit einer deutlichen Verbesserung der Nachweisgrenze einher. Es zeigte sich, dass die in den Wässern vorhandenen Konzentrationen noch deutlich unter den so erzielten Nachweisgrenzen, die bis zu einem Faktor 10 niedriger als die mit der Gammaspektrometrie erreichten sind, lagen. Damit liegen die Pb-210-Konzentrationen mit unter 40 mBq/L im normalen Wertebereich für Oberflächenwässer in Deutschland. Die Messwerte für Po-210 mit Alphaspektrometrie betragen 0,2–5 mBq/L und sind somit sehr niedrig. Sie liegen im in [16] für Trinkwässer angegebenen Normalbereich, über die Konzentrationen von Po-210 in Oberflächenwässern liegen keine Informationen vor.

Die vom VKTA gemessenen Proben Nr. 2 und Nr. 5 können aufgrund ihrer Herkunft als bergbaulich unbeeinflusst angesehen werden.

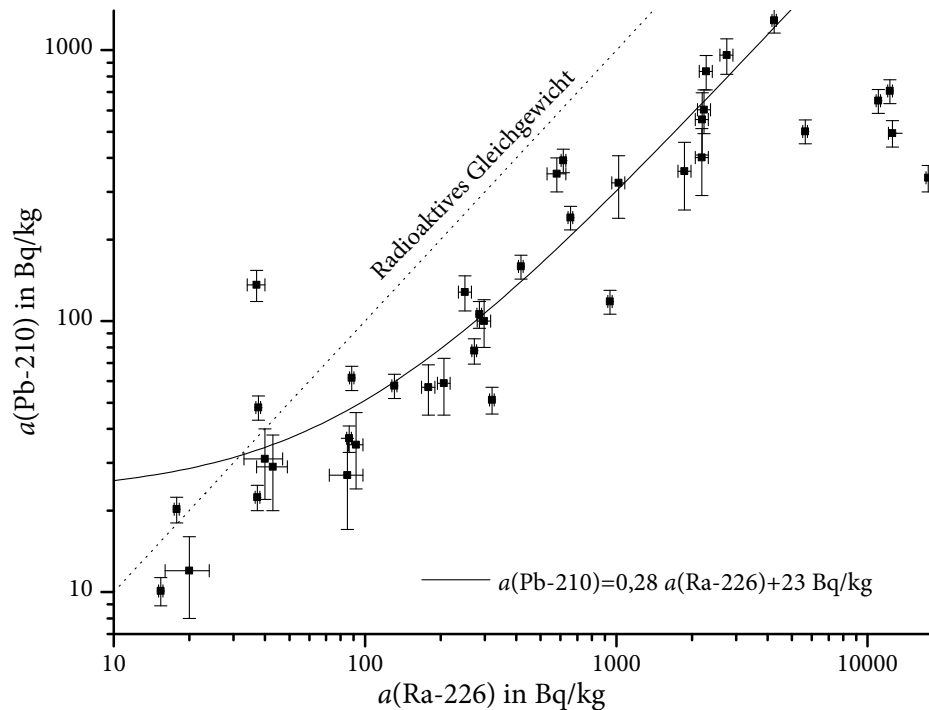


Abbildung 7.4: Zusammenhang zwischen Ra-226 und Pb-210 in Sedimenten der Fossa

Sedimente

Die Messergebnisse für die Sedimentproben finden sich in Tabelle A.6. Sämtliche Angaben beziehen sich auf die Trockenmasse.

Die Proben H2 und H3 aus der Hoerstgener Kendel, H9 aus der Eyllschen Kendel sowie S11 und S12 aus dem Moersbach können als bergbaulich nicht beeinflusst angesehen werden. Sie weisen Medianwerte von 37 Bq/kg für Ra-226 und 31 Bq/kg für Ra-228 auf und können zur Abschätzung des geogenen Niveaus benutzt werden. Der Messwert für Pb-210 von 136 Bq/kg in der Probe S11 kann bei 95 % Vertrauensniveau als Ausreißer angesehen werden. Wird dieser Wert vernachlässigt, so ergibt sich der Median der spezifischen Aktivitäten von Pb-210 in unbeeinflussten Sedimenten zu 36,9 Bq/kg. Dies entspricht einem radioaktiven Gleichgewicht zwischen Ra-226 und Pb-210, was für geogene Proben plausibel erscheint.

Die höchsten Aktivitätskonzentrationen von Ra-226 finden sich an der Einleitstelle des Schachtes Hoerstgen mit 12 kBq/kg und am Auslass der Pumpanlage Krummensteg mit 17,4 kBq/kg. Ebenfalls stark erhöht ist mit 5,6 kBq/kg die Aktivität von Ra-226 in der Probe H18, wo allerdings aufgrund des Gewässerprofils und der hohen Fließgeschwindigkeit keine ausgeprägten Sedimentationen vorhanden sind. Diese deutlichen Kontaminationen sind auch im Unterlauf der Fossa Eugenia

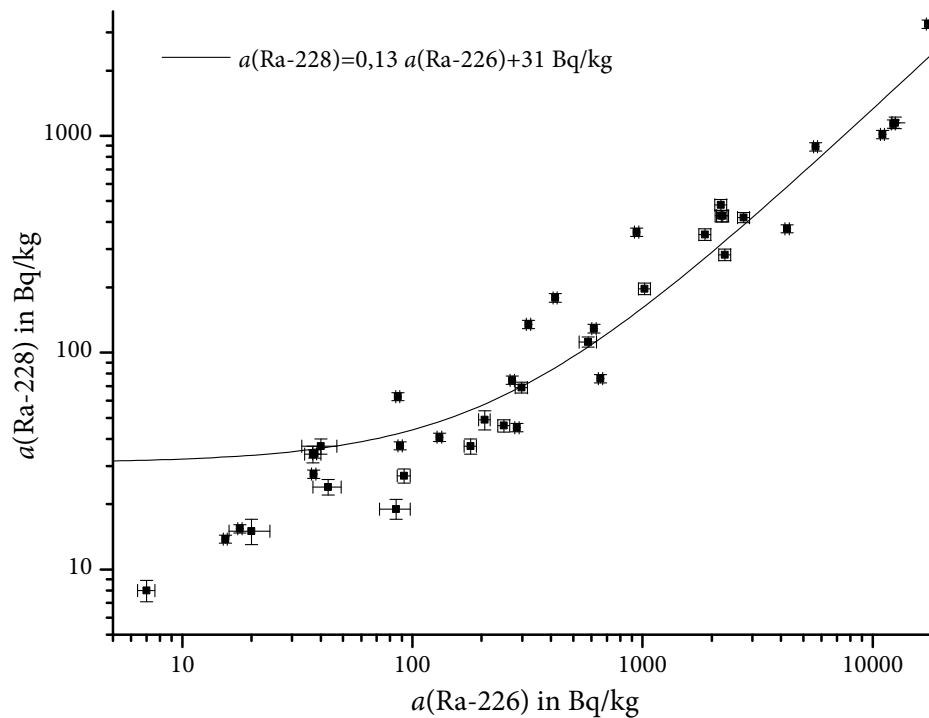


Abbildung 7.5: Zusammenhang zwischen Ra-226 und Ra-228 in Sedimenten der Fossa

zu sehen, während im Rheinberger Altrhein nur relativ geringe Kontaminationen zu beobachten sind.

Pb-210 und Ra-226 sind deutlich korreliert, wobei die Korrelation durch die Gleichung

$$a(\text{Pb-210}) = 0,28a(\text{Ra-226}) + 23 \text{ Bq/kg} \quad (7.1)$$

beschrieben werden kann. Durch die Gleichung nicht erfasst werden die hoch mit Ra-226 kontaminierten Proben von Hoerstgener Kendel und Fossa Eugeniana, die wesentlich geringere Pb-210-Gehalte zeigen, als durch die Korrelation zu erwarten wäre. Dies lässt auf ein geringeres Alter schließen. Auch eine Korrelation von Ra-228 und Ra-226, beschrieben durch

$$a(\text{Ra-228}) = 0,13a(\text{Ra-226}) + 31 \text{ Bq/kg}, \quad (7.2)$$

ist zu beobachten.

Von einer Korrelation zwischen U-238 und Ra-226 kann nicht ausgegangen werden. K-40 ist ebenfalls nicht mit Ra-226 korreliert. Für die Verteilung der Aktivitätskonzentrationen von K-40 kann eine Normalverteilung nicht abgelehnt werden. Der Median der K-40-Aktivitäten im Sediment beträgt 440 Bq/kg, der Mittelwert 420 Bq/kg.

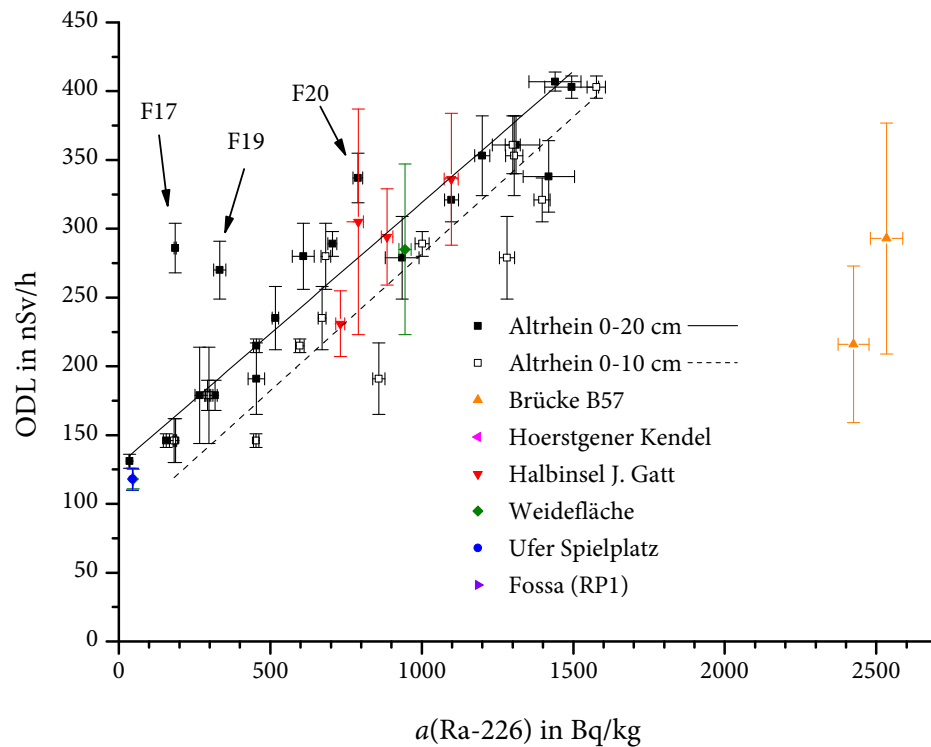


Abbildung 7.6: Zusammenhang zwischen Ra-226 im Boden und Ortsdosisleistung an der Fossa

Böden

Die Messergebnisse der Bodenproben sind in Tabelle A.7 dargestellt. Sämtliche Angaben beziehen sich auf die Trockenmasse.

Die Bodenproben aus dem Tiefenbereich 0–20 cm vom Rheinberger Altrhein weisen spezifische Ra-226-Aktivitäten von 35–1495 Bq/kg auf. Es wurden also belastete wie auch unbelastete Flächen beprobt. Höhere Ra-226-Gehalte wiesen nur die Proben, die unter der Brücke der B57 genommen wurden, auf.

In den Bodenproben aus dem Tiefenbereich 0–10 cm wurden tendenziell höhere Werte als in denen aus dem Tiefenbereich 0–20 cm gefunden. Die Zusammenhänge können wie folgt beschrieben werden:

$$a(\text{Ra-226, 0–10cm}) = 1,23a(\text{Ra-226, 0–20 cm}) - 4,7 \text{ Bq/kg} \quad (7.3)$$

$$a(\text{Pb-210, 0–10cm}) = 1,35a(\text{Pb-210, 0–20 cm}) - 43,6 \text{ Bq/kg} \quad (7.4)$$

$$a(\text{Ra-228, 0–10cm}) = 1,22a(\text{Ra-228, 0–20 cm}) - 3,7 \text{ Bq/kg} \quad (7.5)$$

$$a(\text{Th-228, 0–10cm}) = 1,21a(\text{Ra-226, 0–20 cm}) - 4,7 \text{ Bq/kg.} \quad (7.6)$$

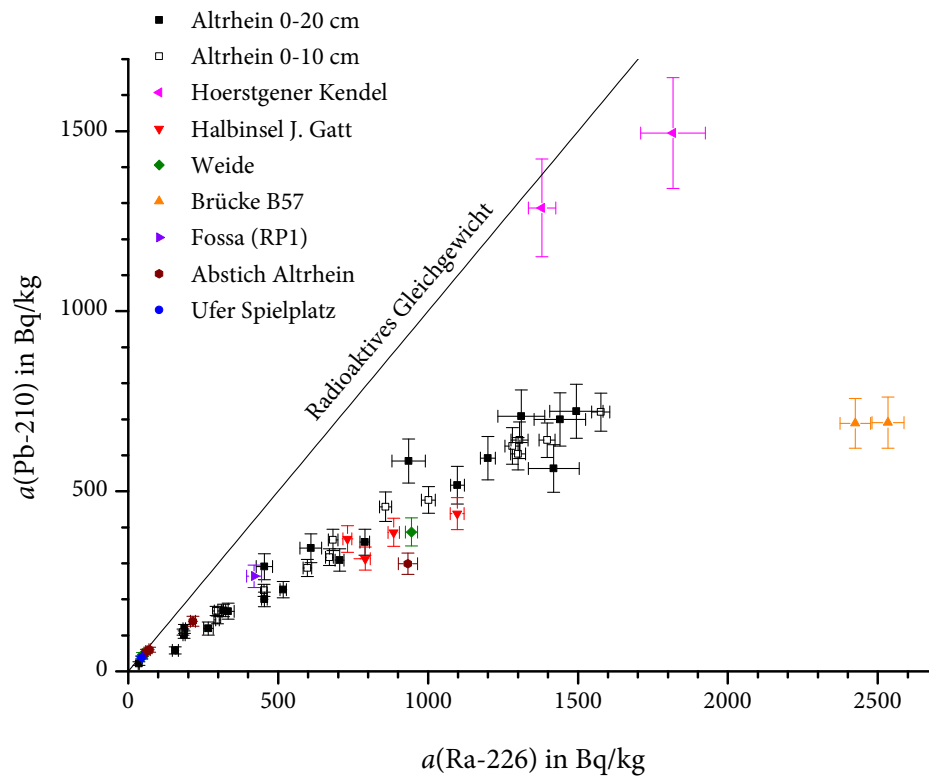


Abbildung 7.7: Zusammenhang zwischen Ra-226 und Pb-210 im Boden an der Fossa

Diese Gleichungen beschreiben lediglich den Zusammenhang zwischen den Messgrößen, sie haben keine physikalische Begründung.

In den Bodenproben besteht eine Korrelation von Ra-226 und U-238, dessen spezifische Aktivität von etwa 20 Bq/kg in unbelasteten Proben auf ca. 60 Bq/kg in Proben mit hohen Ra-226-Aktivitäten ansteigt. In der am höchsten kontaminierten Probe sind sogar 90 Bq/kg nachzuweisen. Dies ist auf Adsorption von Uran an die Schwebstoffe, die Ursache der Kontaminationen sind, zurückzuführen.

Eine sehr deutliche Korrelation besteht zwischen Ra-226 und Pb-210, wobei die Proben von Hoerstgener Kendel und der Brücke B57 ausgenommen sind. Die Korrelation kann durch

$$a(\text{Pb-210}) = 0,45a(\text{Ra-226}) + 16 \text{ Bq/kg} \quad (7.7)$$

beschrieben werden. Die Mehrzahl der Proben weist also kein radioaktives Gleichgewicht zwischen diesen beiden Nukliden auf. Dieser Umstand kann zur Altersbestimmung genutzt werden. Die Ablagerungen unter der Straßenbrücke weisen ein Aktivitätsverhältnis $a(\text{Pb-210})/a(\text{Ra-226})$ von 0,27–0,28 auf und sind daher deutlich jünger; die Proben von Hoerstgener Kendel mit Verhältnissen von 0,82–0,93 deutlich älter.

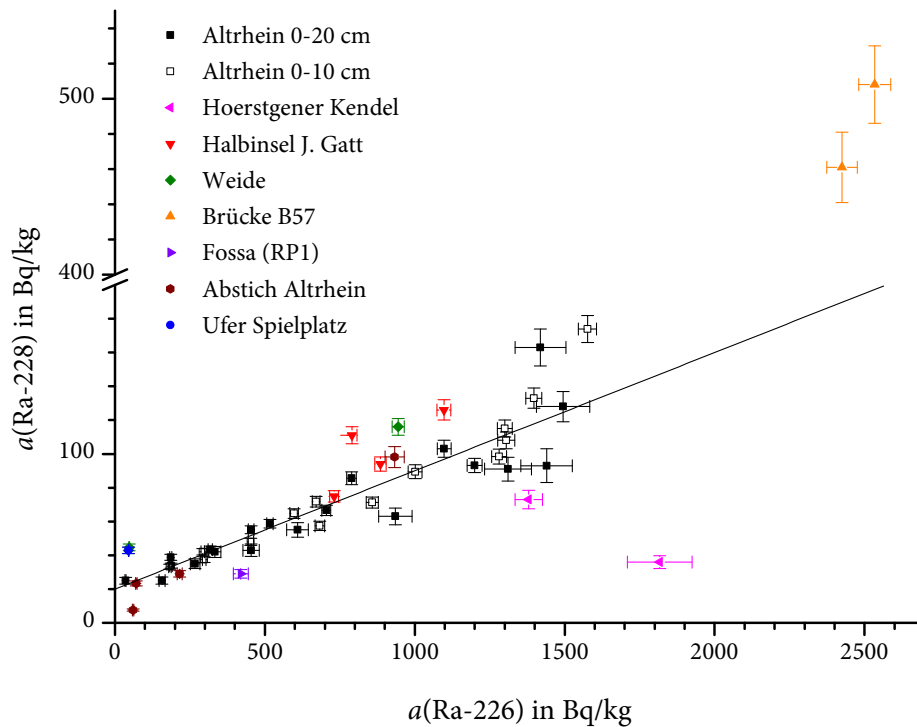


Abbildung 7.8: Zusammenhang zwischen Ra-226 und Ra-228 im Boden an der Fossa

Ra-228 ist ebenfalls mit Ra-226 korreliert, was durch den Zusammenhang

$$a(\text{Ra-228}) = 0,07a(\text{Ra-226}) + 20 \text{ Bq/kg} \quad (7.8)$$

beschrieben werden kann. Auch hier fallen die Messwerte von Hoerstgener Kendel und Brücke heraus: in den ersteren ist bergbaubedingtes Ra-228 bereits zerfallen, in den letzteren noch nicht.

Zwischen Th-228, gemessen über Ra-224, und Ra-228 besteht im Wesentlichen ein radioaktives Gleichgewicht. Tendenziell fallen die Messwerte dabei etwas höher aus als erwartet, so dass sich rechnerisch der Zusammenhang

$$a(\text{Th-228}) = 1,21a(\text{Ra-228}) - 4,8 \text{ Bq/kg} \quad (7.9)$$

ergibt. Möglicherweise wird dies durch die Einstellung eines transienten radioaktiven Gleichgewichtes verursacht (siehe Abbildung 3.1).

Zwischen Cs-137 und Ra-226 (nicht grafisch dargestellt) kann eine Korrelation festgestellt werden, die nach [38] auf Tschernobyl-Fallout zurückzuführen ist. Cs-137 ist jedoch in diesem Bereich nicht von radiologischer Relevanz und wird daher in dieser Arbeit nicht weiter betrachtet.

K-40 ist auch in den Böden nicht mit Ra-226 korreliert. Mit einem Median von 453 Bq/kg und einem Mittelwert von 469 Bq/kg liegen die Werte etwas höher als in den Sedimenten. Die auf

der Weide gemessenen Werte von 700 Bq/kg sind möglicherweise auf Düngung zurückzuführen, können aber auch durch andere Bodenzusammensetzung bedingt sein.

Die spezifische Aktivität von Ra-226 ist mit der Gamma-Ortsdosisleistung $\dot{H}^*(10)$ in 1 m Höhe korreliert. Dies ist in Abbildung 7.1.2 dargestellt. Da die wesentlichen gammastrahlenden Nuklide der Uran-Radium-Zerfallsreihe Tochternuklide von Ra-226 sind, ist eine solche Korrelation zu erwarten. Die Ortsdosisleistung ist jeweils als Mittelwert mit Standardabweichung für die Probenahme­fläche angegeben, da die Unsicherheit aus der Inhomogenität der Fläche, nicht der Unsicherheit der Einzelmessungen resultiert. Für die Bodenproben vom Altrhein ergeben sich folgende Zusammenhänge:

$$\dot{H}^*(10) = 0,19 \frac{\text{nSv/h}}{\text{Bq/kg}} a(\text{Ra-226, 0-20 cm}) + 123 \text{ nSv/h} \quad (7.10)$$

$$\dot{H}^*(10) = 0,20 \frac{\text{nSv/h}}{\text{Bq/kg}} a(\text{Ra-226, 0-10 cm}) + 82,5 \text{ nSv/h} \quad (7.11)$$

Dabei fallen die Werte F17, F19 und F20 aus dieser Korrelation heraus und zeigen höhere Ortsdosisleistungen, als nach der Korrelation zu erwarten wäre. Die Ursache hierfür liegt in der ODL-Messgeometrie. Im Gegensatz zu den übrigen Probenahme­flächen lagen diese Flächen an recht steilen Hängen, so dass die Messung der ODL in 1 m Höhe nicht über einer Ebene in 2- π -Geometrie stattfinden konnte. Stattdessen wurde ein größerer Raumwinkel erfasst. Für die Berechnung der Gleichungen wurden diese Proben nicht berücksichtigt. Die restlichen Bodenproben passen recht gut zu den ermittelten Korrelationen, wobei die Proben unter der Brücke der B57 ausgenommen sind. Im Gegensatz zu allen anderen Proben bilden die Kontaminationen nur eine relativ dünne Schicht von etwa 10 cm Mächtigkeit auf einem aktivitätsarmen Betonuntergrund. Daher ist die gemessene ODL deutlich geringer, als die spezifische Aktivität von Ra-226 erwarten lässt.

Auffällig im Vergleich zu den übrigen Proben sind diejenigen, die unter der Straßenbrücke der B57 genommen wurden, und die von der Fläche an der Hoerstgener Kendel. Die Ablagerungen unter der Brücke sind deutlich jünger als die anderen Proben, worauf die Verhältnisse $a(\text{Pb-210})/a(\text{Ra-226})$ und $a(\text{Ra-228})/a(\text{Ra-226})$ hindeuten. Die Proben der Fläche am Hoerstgener Kendel dagegen zeigen eine weit fortgeschrittene Äquilibration zwischen Ra-226 und Pb-210 bei nur leicht erhöhten Ra-228-Gehalten, was auf deutlich ältere Kontaminationen hindeutet.

Bei der Weidefläche zeigt die Probe der Uferlinie eine deutliche Beeinflussung durch Grubenwässer, wie sie auch am Altrhein zu finden ist. Die eigentliche Fläche ist dagegen unauffällig. Der Wert WFo in Tabelle A.7 ist der flächengewichtete Mittelwert aus den Proben der Uferlinie und der eigentlichen Weidefläche. Dabei macht die eigentliche Weidefläche 86,2 %, der Uferbereich 13,8 % der Gesamtfläche aus.

Biomaterialien

Die Messergebnisse der untersuchten Biomaterialien sind in A.8 aufgeführt. Alle Ergebnisse sind auf die Frischmasse bezogen. Für Kaninchen sind keine Ergebnisse angegeben, da nach der Probenaufbereitung nicht genug Muskelfleisch für eine Analyse vorhanden war.

Im Weidegras lagen die Ergebnisse aller relevanten Nuklide über den Erkennungsgrenzen. Der Messwert für Pb-210 scheint mit 1,3 Bq/kg recht hoch und liegt um den Faktor 9 über dem

Hintergrundwert von 0,15 Bq/kg, der in den Berechnungsgrundlagen Bergbau [106] angegeben ist. Er liegt jedoch unter dem in [115] für Niedersachsen angegebenen Mittelwert von 2,3 Bq/kg¹. Die im Verhältnis zu den anderen Nukliden hohe Aktivität von Pb-210 kann dadurch erklärt werden, dass die Deposition aus der Atmosphäre auf die Pflanze eine wesentliche Quelle ist und außerdem großen Variabilitäten unterliegt [88]. Auch die übrigen Werte liegen im oberen Bereich des natürlichen Hintergrundes und scheinen plausibel [38].

In den Fischproben waren die spezifischen Aktivitäten bzw. bei Werten unterhalb der Erkennungsgrenze die erreichten Nachweisgrenzen niedrig und lagen unterhalb der Hintergrundwerte der Berechnungsgrundlagen Bergbau [106]. Dabei unterschieden sich die aus unterschiedlichen Gewässern stammenden Proben nicht. Für U-238 kann wegen der hohen Nachweisgrenzen eine spezifische Aktivität über den Hintergrundwerten nicht ausgeschlossen werden. Da aber keine erhöhten Urankonzentrationen in den eingeleiteten Wässern aus dem Steinkohlebergbau zu erwarten sind, ist eine Überschreitung des Hintergrundwertes wenig wahrscheinlich.

Im Nutriafleisch wurden nur für Ra-226 und Th-228 Werte oberhalb der Erkennungsgrenze gemessen. Dabei überschritten diese beiden Werte die in [106] angegebenen Hintergrundwerte deutlich. Für alle anderen Nuklide kann eine solche Überschreitung wegen der zu hohen Nachweisgrenzen nicht beurteilt werden. Die sehr hohe Aktivität von Ra-226 ist vermutlich auf die ungenügende Separation des Muskelfleisches und den daraus resultierenden Verbleib von Knochenmaterial in der Probe zurückzuführen [38, 122].

7.2 Lippe

Auch im Bereich der Lippe finden sich in Nordrhein-Westfalen Kontaminationen, die aus dem Steinkohlebergbau stammen. Untersucht wurde hier der Einfluss der Schachanlage Auguste-Viktoria der DSK in Marl.

7.2.1 Untersuchungen

Proben waren aus früheren Untersuchungen im ZSR vorhanden. Diese wurden im Zeitraum Juli 2000 bis November 2000 von Mitarbeitern des ZSR genommen [44].

An jeder Probenahmestelle wurde eine Messung der Photonenäquivalentdosisleistung durchgeführt und eine Bodenprobe aus dem Tiefenbereich 0–ca. 15 cm genommen [116]. An zwei Stellen wurde statt der Bodenproben ein Bodenprofil mit der Schichteinteilung 0–2 cm, 2–4 cm, 4–6 cm, 6–10 cm, 10–15 cm, 15–20 cm und 20–30 cm entnommen. Die Aufbereitung ist in Kapitel 4.2 beschrieben, die Ergebnisse finden sich in [44] und in [116]. Da es bei der Modellierung der Strahlenexpositionen zu Inkonsistenzen gekommen war und um den Vergleich mit der Fossa Eugenia zu erleichtern, wurden die Proben im Rahmen dieser Arbeit mit verbesserten Methoden erneut analysiert.

¹Berechnet aus der Angabe in [115] unter Verwendung eines mittleren Trocken-/Frischmasse-Verhältnisses von 0,196, entnommen aus [77]

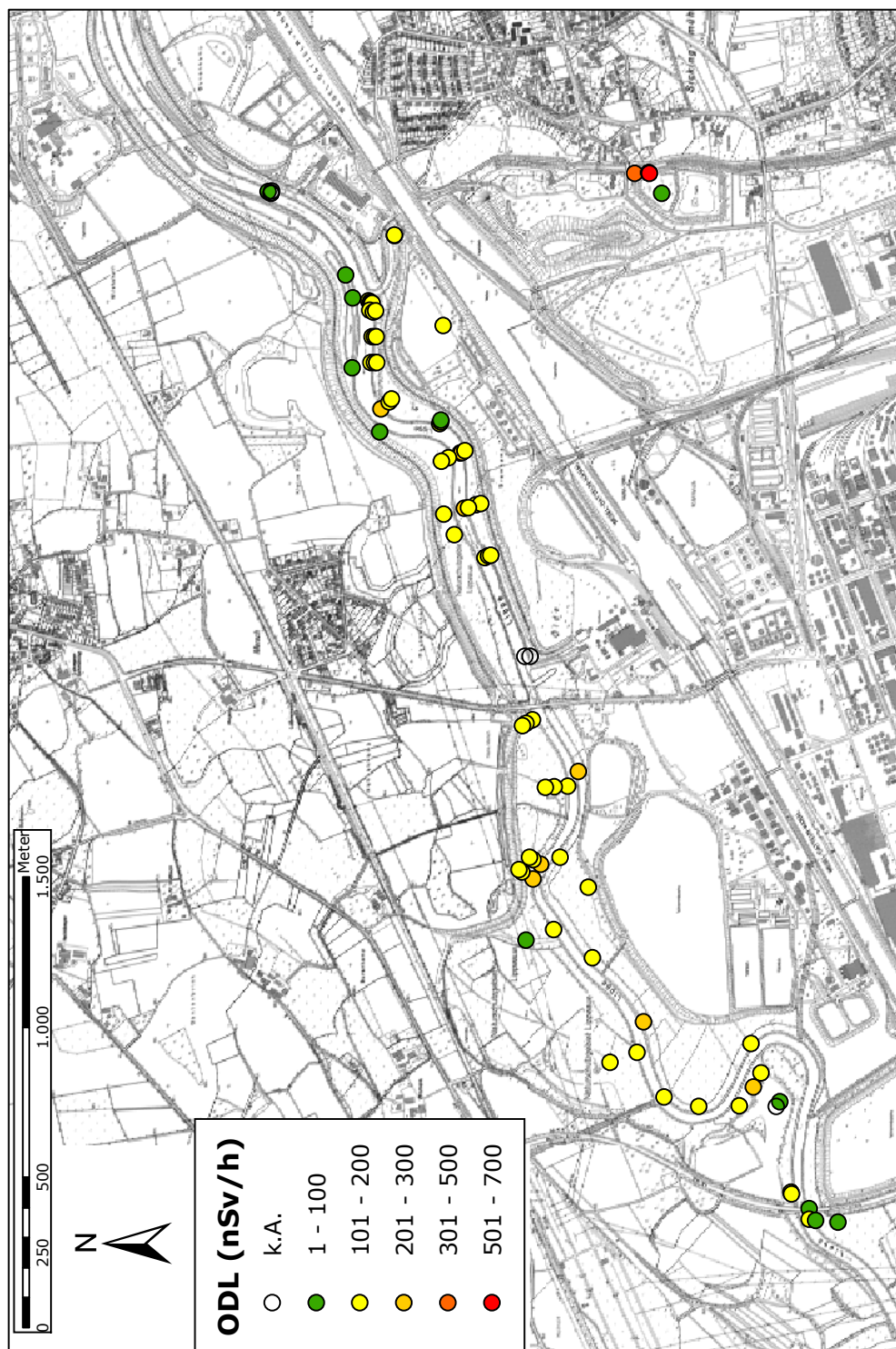


Abbildung 7.9: ODL-Messpunkte im Untersuchungsgebiet Lippe

Tabelle 7.4: Statistische Daten von Messungen der Ortsdosisleistung an der Lippe im Bereich Marl

Anzahl Messwerte	94
arithm. Mittel	(152 ± 90) nSv/h
geom. Mittel	$(137 \cdot 1,53^{\pm 1})$ nSv/h
Minimum	61 nSv/h
25-%-Quantil	108 nSv/h
Median	135 nSv/h
75-%-Quantil	262 nSv/h
Maximum	608 nSv/h

Böden

Aus früheren Untersuchungen lagen 51 Bodenproben und zwei Bodenprofile mit insgesamt vierzehn Einzelproben aus dem Tiefenbereich 0–30 cm vor. Zwölf der früher untersuchten Proben waren nicht auffindbar, während sich eine weitere Probe der Aufschrift nach nicht den früheren Untersuchungen zuordnen ließ. Eine weitere Probe konnte nachträglich zugeordnet werden, so dass insgesamt 52 Bodenproben vorhanden waren. Diese waren im Gegensatz zu den Bodenproben von der Fossa Eugenia nicht als Mischprobe über eine Probenahmefläche, sondern als Einzelprobe genommen worden.

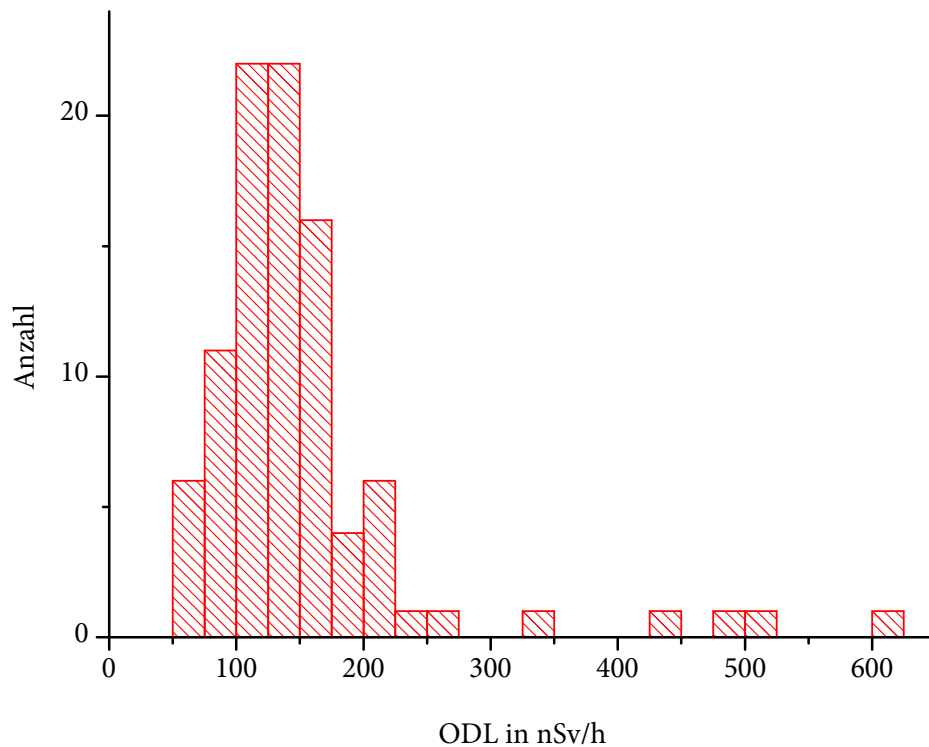
7.2.2 Ergebnisse

Ortsdosisleistung

Aus gesamten Gebiet liegen 94 Messwerte der Photonen-Äquivalentdosisleistung $\dot{H}_x$ vor. 14 Messwerte stammen von Orten außerhalb des Kerngebietes und wurden im weiteren Verlauf der Lippe bis zur Mündung in den Rhein bei Wesel gewonnen. Ein Histogramm der Messwerte zeigt Abbildung 7.10. Die statistische Auswertung aller Messwerte zeigt Tabelle 7.4.

Der arithmetische Mittelwert liegt mit (152 ± 90) nSv/h über dem geometrischen Mittelwert von $(137 \cdot 1,53^{\pm 1})$ nSv/h und dem Median (135 nSv/h). Die Daten sind nach dem Shapiro-Wilk-Test weder normalverteilt ($W=0,66$) noch lognormalverteilt ($W=0,92$). Der Modus der Verteilung liegt, ähnlich wie im Bereich des Rheinberger Altrheins, bei etwa 125 nSv/h. Es handelt sich hier jedoch um Punktmessungen und nicht um ein flächenhaftes Messraster.

Die Messwerte über 262 nSv/h, die das obere Quartil bilden, liegen ausschließlich am Sickingmühlbach. Dieser nimmt die Wässer der Schachtanlage auf und mündet bei Flusskilometer 135,9 in die Lippe. Wie in Abbildung 7.11 ersichtlich, wurden an der Lippe nach dem Zufluss erhöhte Ortsdosisleistungen von bis zu 252 nSv/h gemessen, Mittelwert und Median im Bereich 135,9 km bis 141 km betragen (143 ± 39) nSv/h bzw. 142 nSv/h. Vor dem Zufluss des Sickingmühlbaches werden etwa 70 nSv/h gemessen. Im weiteren Verlauf bis zur Flussmündung werden wieder niedrigere Werte mit einem Maximum von 124 nSv/h und einem Mittelwert von (103 ± 19) nSv/h beobachtet. Eine Ausnahme bildet lediglich eine Weide bei Kilometer 143, auf der am Ufer ein Einzelwert von

Abbildung 7.10: Ortsdosisleistungen $\dot{H}_x$ an der Lippe

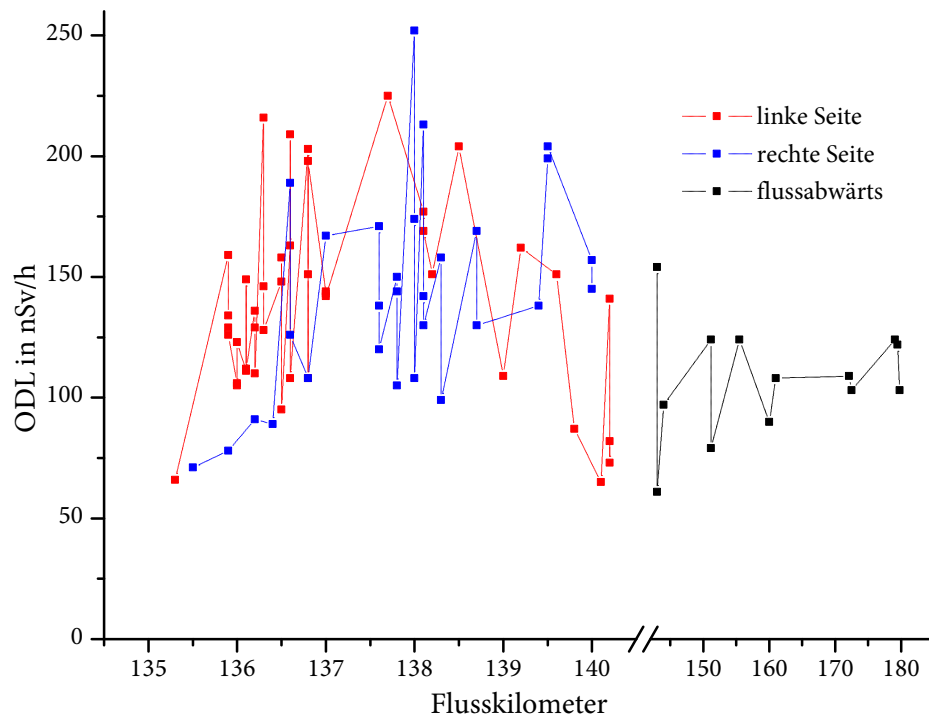
154 nSv/h gefunden wurde.

Aus IMIS-Daten lässt sich für ganz Nordrhein-Westfalen ein Mittelwert der Ortsdosisleistung von $(89,3^{+1})$ nSv/h (inklusive der kosmischen Strahlung) ableiten, woraus sich ein Schwankungsbereich von 68–116 nSv/h ergibt. Damit kann im Bereich des Sickingmühlbaches sowie nach dessen Zufluss in der Lippe die Ortsdosisleistung als erhöht angesehen werden. Diese Erhöhung ist jedoch räumlich begrenzt und lässt sich nur im Bereich 135,9–143 km beobachten.

Böden

Die Messergebnisse der Bodenproben finden sich in Tabelle A.9, die der Bodenprofile in Tabelle A.10. Sämtliche Angaben sind auf die Trockenmasse bezogen. Für den Vergleich mit den übrigen Bodenproben wurde aus den Profilen jeweils der Mittelwert für den Tiefenbereich 0–15 cm berechnet und in Tabelle A.9 mit angegeben.

Die spezifischen Aktivitäten von Ra-226 in den 52 Bodenproben liegen im Bereich 14–787 Bq/kg mit einem Median von 182 Bq/kg. Auch hier wurden also belastete wie unbelastete Stellen beprobt, wobei die meisten Proben aus belasteten Bereichen stammen. Die beiden Bodenprofile stammen

Abbildung 7.11: Ortsdosisleistungen $\dot{H}_x$ im Verlauf der Lippe

ebenfalls aus belasteten Bereichen.

Abbildung 7.2.2 zeigt den Zusammenhang zwischen der spezifischen Aktivität von Ra-226 in der Bodenprobe und der zugehörigen Ortsdosisleistung. Auf die Angabe von Unsicherheiten der Ortsdosisleistung wurde verzichtet, da nur Einzelmessungen vorlagen und deren Zählunsicherheit nicht die räumliche Inhomogenität der Ortsdosisleistung charakterisiert. Auch die Bodenproben sind Einzelproben und nicht Mischproben über ausgedehnte Flächen.

An der Lippe sind, wie auch an der Fossa, die Aktivität von Ra-226 im Boden und Ortsdosisleistung korreliert. Es fällt jedoch auf, dass sich diese Korrelation von der am Rheinberger Altrhein unterscheidet. Während bei niedrigen spezifischen Aktivitäten von Ra-226 die korrespondierenden ODL-Werte zwischen den Korrelationsgraden vom Altrhein 0–20 cm und 0–10 cm liegen, sind bei höheren Aktivitäten die ODL-Werte deutlich höher, so dass sich für alle Proben der Lippe eine steilere Korrelationsgerade ergibt.

Wie auch an der Fossa Eugeniana ist für U-238 eine – wenn auch schwach ausgeprägte – Korrelation mit Ra-226 zu erkennen. Diese ist ebenfalls durch Adsorption von U-238 an Schwebstoffe verursacht.

In Abbildung 7.2.2 ist der Zusammenhang zwischen Ra-226 und Pb-210 dargestellt. Mit der

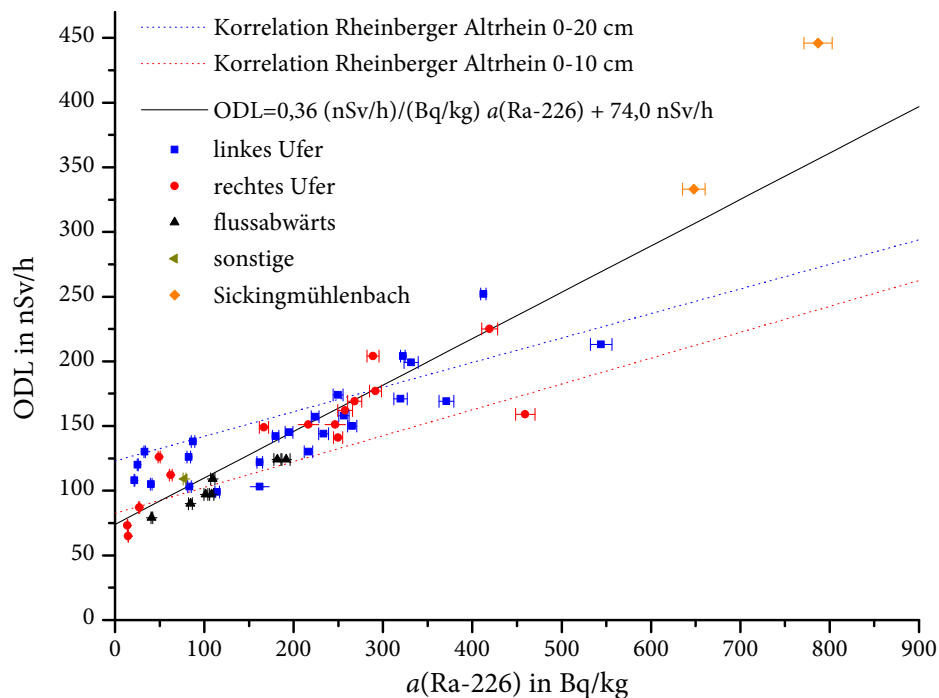


Abbildung 7.12: Zusammenhang zwischen Ra-226 und Ortsdosisleistung an der Lippe

Korrelation

$$a(\text{Pb-210}) = 0,48a(\text{Ra-226}) + 15 \text{ Bq/kg} \quad (7.12)$$

verläuft die Regressionsgerade nur geringfügig steiler als die für die Bodenproben der Fossa Eugeniana. Eine Ausnahme bilden hier die beiden Proben mit den höchsten Ra-226-Gehalten, deren Pb-210 Werte deutlich unterhalb der Regressionsgeraden liegen. Dies kann ein Hinweis auf ein geringeres Alter sein.

Die Korrelation zwischen Ra-226 und Ra-228 zeigt Abbildung 7.2.2. Es ergibt sich die Regressionsgerade

$$a(\text{Ra-228}) = 0,11a(\text{Ra-226}) + 10 \text{ Bq/kg}. \quad (7.13)$$

Diese verläuft steiler als die Korrelationsgerade der Fossa Eugeniana.

Ähnlich wie am Rheinberger Altrhein ist auch in den Proben der Lippe der Trend erkennbar, dass mit höheren Ra-226-Gehalten auch höhere Cs-137-Werte beobachtet werden. Dies ist jedoch deutlich schlechter ausgeprägt. Wiederum weichen die zwei Proben vom Sickingmühlbach von den übrigen Proben ab. Sie zeigen deutlich niedrigere Cs-137-Gehalte. Dies kann ein Hinweis auf junges Alter sein, so dass diese Proben nicht vom Tschernobyl-Fallout beaufschlagt wurden.

K-40 ist mit Ra-226 in den Bodenproben der Lippe nicht korreliert. Die Proben BP 3-06 und BP 4-06 zeigen deutlich höhere K-40-Aktivitäten als die anderen Proben. Auch hier sind Düngung

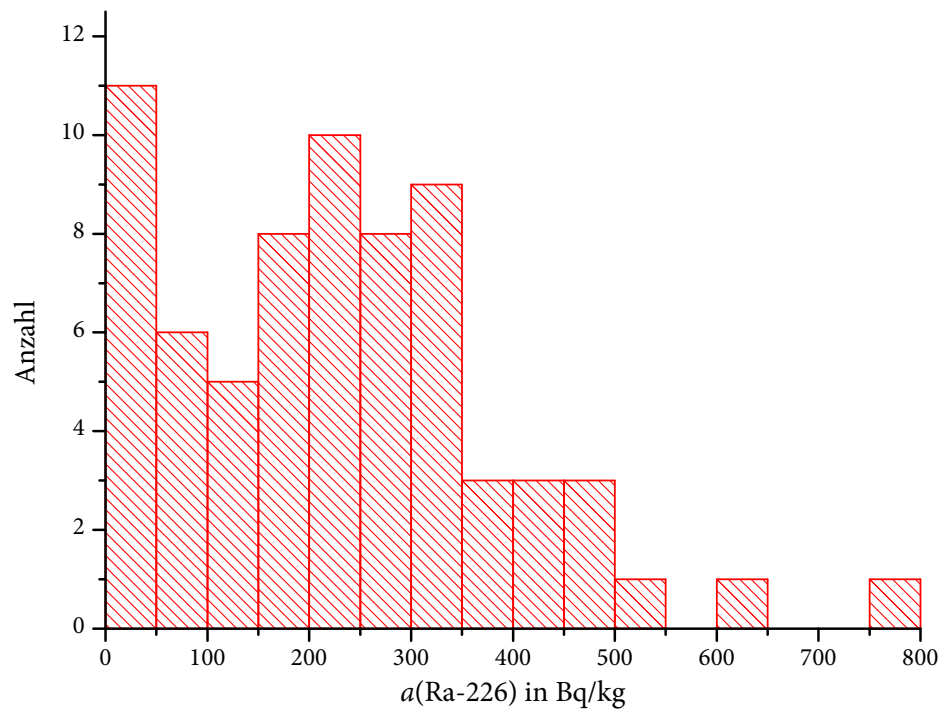


Abbildung 7.13: Histogramm der Ra-226-Messwerte an der Lippe

oder andere Bodenzusammensetzung wahrscheinlich.

Bodenprofile

Es lagen die Bodenprofile BP 3-30 und BP 4-14 mit jeweils sieben Einzelproben vor. BP 3-30 wurde auf einer Weide innerhalb einer Flussschleife, BP 4-14 am Ufer der Lippe an einer Wiese entnommen. Die Ergebnisse sind in Abbildung 7.19 und 7.20 dargestellt.

Im Profil BP 3-30 zeigt sich eine deutliche Tiefenabhängigkeit der Aktivitäten von Ra-226, Ra-228 und Cs-137, nicht aber der Aktivität von Pb-210. Im Profil 4-14 ist dagegen auch für Pb-210 eine solche Abhängigkeit zu erkennen.

In beiden Profilen ist für Cs-137 ein Maximum zu erkennen, das in Profil 3-30 bei 8 cm und in 4-14 bei 12,5 cm liegt. Diese Maxima können der Deposition von Cs-137 durch den Reaktorunfall in Tschernobyl zugeordnet werden und müssen demnach Mitte 1986 entstanden sein. Da die Profile im Jahr 2000 genommen wurden, ergibt sich für die Stelle des Profils 3-30 eine Sedimentationsrate von 0,5–0,6 cm/a, für die Stelle 4-14 eine Rate von 0,8–0,9 cm/a. Dies ist mit der von Gellermann für das Altrheingebiet in [38] angegebenen Rate von 0,8 cm/a gut vergleichbar.

Während die Abnahme der Aktivität von Ra-228 mit der Tiefe auf radioaktiven Zerfall zurückzuführen ist, kann dies für die Abnahme der Ra-226-Aktivität wegen der langen Halbwertszeit

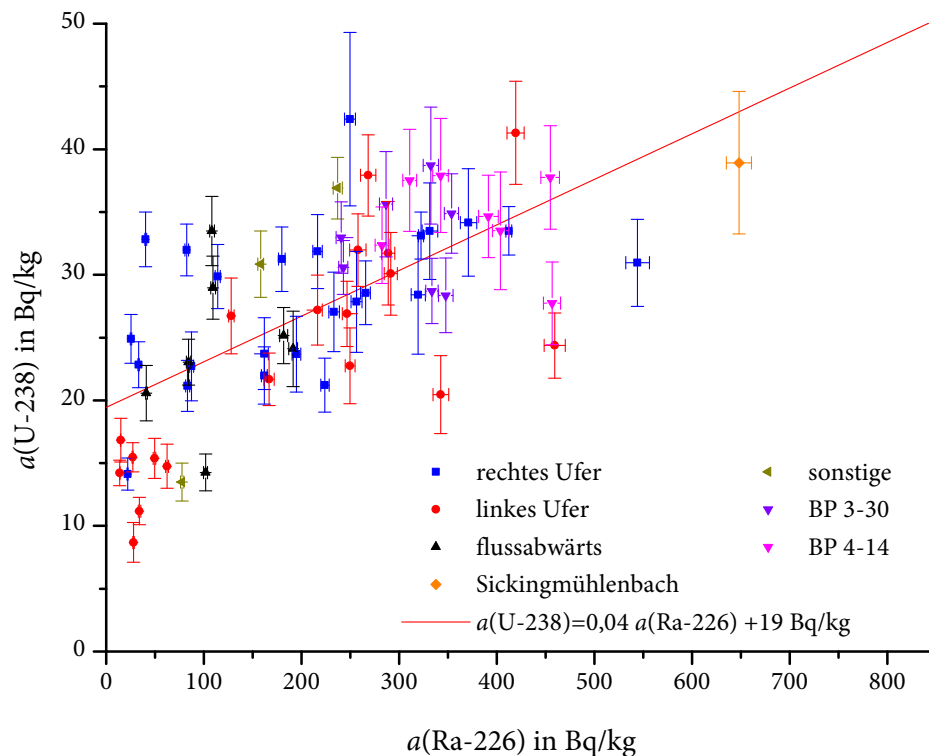


Abbildung 7.14: Zusammenhang zwischen Ra-226 und U-238 an der Lippe

nicht in Betracht kommen. Unter der Annahme einer konstanten Sedimentationsrate lag das Maximum der Immissionen in den 1990er Jahren, während sie davor und in jüngerer Zeit geringer war.

Die Gehalte von Pb-210 nehmen nicht mit der Tiefe ab. Dies ist auf das Nachwachsen von Pb-210 aus dem Zerfall von Ra-226 zurückzuführen, so dass sich, wenn die Schichten ungestört bleiben, mit der Zeit ein radioaktives Gleichgewicht zwischen diesen Nukliden einstellen sollte.

Mit Ausnahme von Cs-137 liegen die spezifischen Aktivitäten im Bodenprofil 4-14 etwas höher als im Profil 3-30, da sich die Probenahmestelle 4-14 näher an der Mündung des Sickingmühlbachs in die Lippe befindet und somit etwas weniger von Verdünnungseffekten betroffen ist.

7.3 Zusammenfassende Betrachtung

Sowohl im Bereich der Fossa Eugenia und des Rheinberger Altrheins als auch im Bereich der Lippe um Marl haben die Einleitungen von Grubenwässern aus dem Steinkohlebergbau zu radiumhaltigen Kontaminationen geführt. Bedingt durch Unterschiede in der Topographie haben

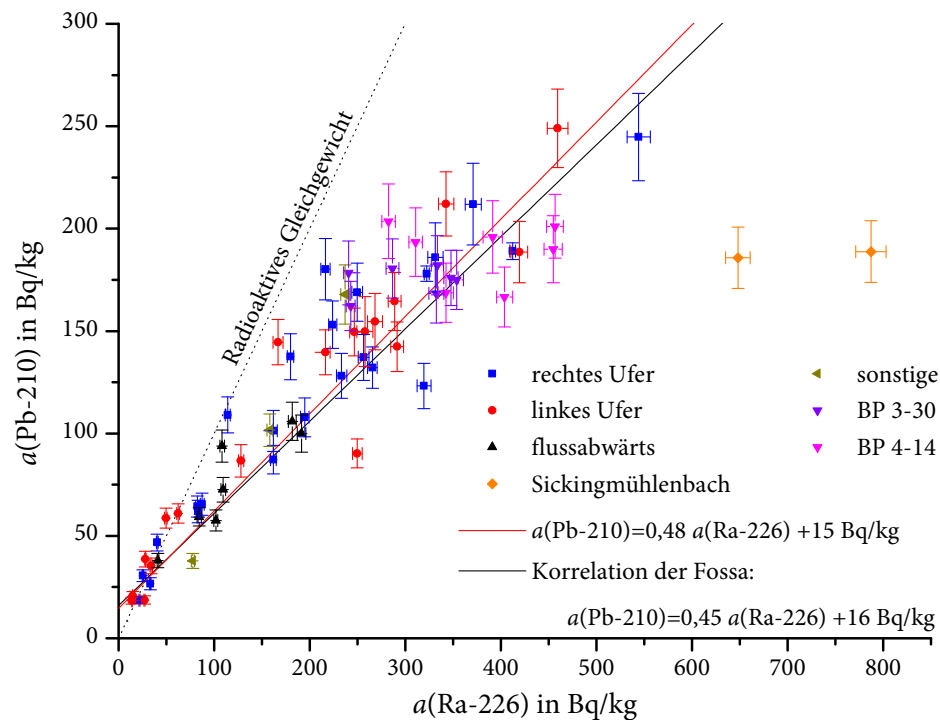


Abbildung 7.15: Zusammenhang zwischen Ra-226 und Pb-210 an der Lippe

die Kontaminationen unterschiedliche Ausmaße.

7.3.1 Fossa Eugeniana

Im Bereich des Hoerstgener Kendels, an der Fossa Eugeniana an der Einleitstelle Rossenray, der Pumpanlage Krummensteg und unter der Straßenbrücke B57 sowie an einer Halbinsel am Zusammenfluss von Moersbach und Jennekes Gatt sind durch Sedimentationen kleinräumige Kontaminationen entstanden. Der Rheinberger Altrhein besitzt an seinen Ufern ausgeprägte Sedimentationszonen, die flächenhaft mit Radium aus Grubenwässern belastet sind. Die kleinräumigen Kontaminationen an Hoerstgener Kendel, Einleitstelle Rossenray, Pumpanlage Krummensteg sowie an der Straßenbrücke sind bereits während der Laufzeit des Projekts als Sofortmaßnahme beseitigt worden. Die belasteten Bereiche am Rheinberger Altrhein sowie auf der Halbinsel an Jennekes Gatt können zu erhöhten Expositionen führen. Hierbei ist angesichts der Größe der belasteten Bereiche im wesentlichen die Kontamination am Rheinberger Altrhein von Bedeutung, die außerdem wegen der Höhe der Nuklidgehalte und Ortsdosisleistungen betrachtet werden muss. Die Modellierung findet sich in Kapitel 9.

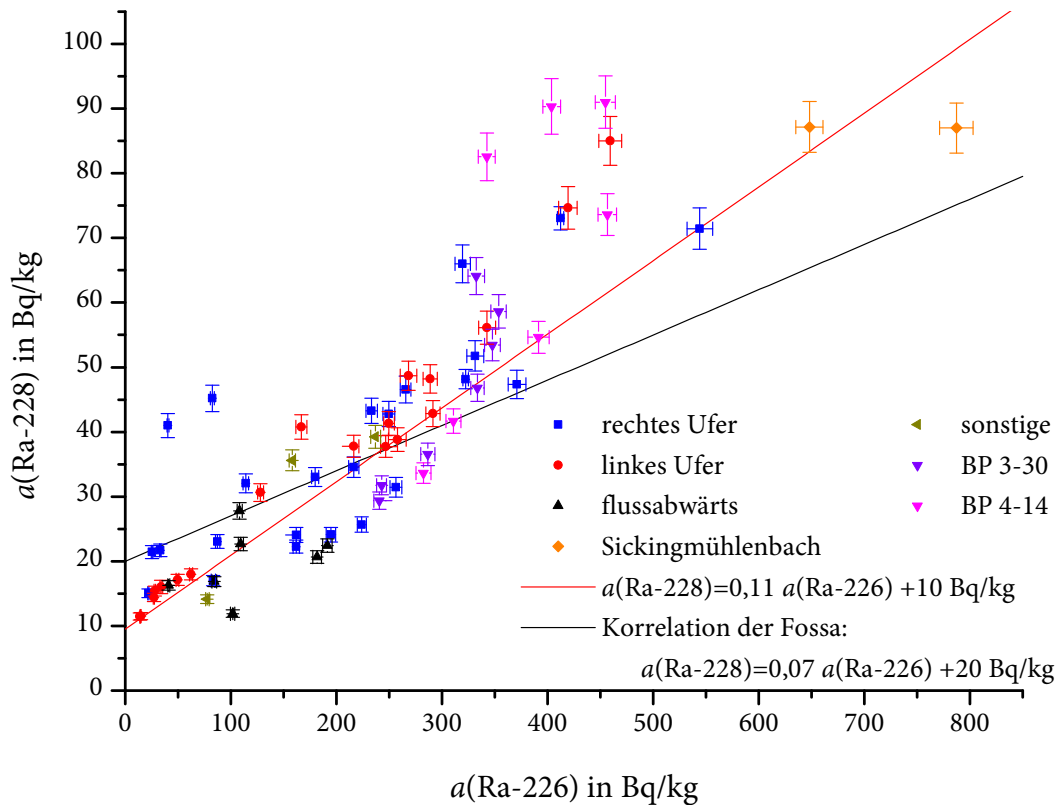


Abbildung 7.16: Zusammenhang zwischen Ra-226 und Ra-228 an der Lippe

7.3.2 Lippe im Bereich Marl

Ableitungen des Bergwerks Auguste-Victoria in Marl haben zu Einträgen in die lokalen Vorfluter und in die Lippe geführt. Die am höchsten belasteten Bereiche, die öffentlich zugänglich sind, wurden am Sickingmühlenbach festgestellt. Nach dem Zufluss in die Lippe sind in deren Uferbereichen Erhöhungen der Ortsdosisleistung messbar. Über die Größe der belasteten Flächen kann jedoch keine Aussage getroffen werden, da nur Einzelmessungen und nicht flächenhafte Kartierungen durchgeführt wurden. Insgesamt ist in diesem Gebiet jedoch nicht mit einer ausgeprägten Sedimentationszone zu rechnen.

Auch für den Bereich der Lippe wurden Modellierungen der Exposition durchgeführt, die in Kapitel 9 diskutiert sind.

7.3.3 Vergleich der Messergebnisse von Fossa Eugenia und Lippe

ODL und Ra-226 im Boden

In Abbildung 7.2.2 ist ersichtlich, dass in den Bodenproben der Lippe bei gleichen Ra-226-Aktivitäten höhere Ortsdosisleistungen beobachtet wurden als am Rheinberger Altrhein. Dies kann zum einen ein Indiz dafür sein, dass Einzelmessungen einen Probenahmeort nur unzulänglich charakterisie-

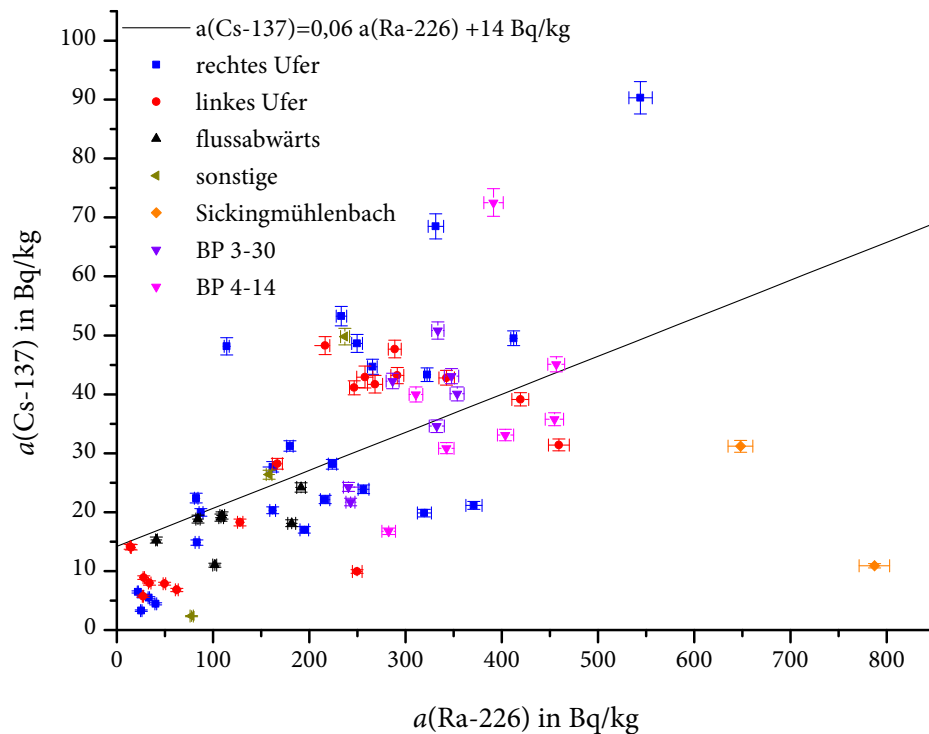


Abbildung 7.17: Zusammenhang zwischen Ra-226 und Cs-137 an der Lippe

ren, zum anderen aus einer unterschiedlichen Aktivitätsverteilung im Boden herrühren.

An der Lippe wurde zu jedem Probenahmeort nur eine Messung der ODL durchgeführt und nur eine Einzelprobe Boden entnommen. Die Ortsdosisleistung wurde dabei vermutlich nicht direkt über dem Probenahmeort, sondern in der Nähe durchgeführt. Bei Messungen im Bereich des Rheinberger Altrheins zeigte sich jedoch, dass deutliche Inhomogenitäten bereits in einem Messraster von $2\text{ m} \times 2\text{ m}$ feststellbar sind. Dieses kann mit ODL-Einzelmessungen nicht festgestellt werden.

Die im Vergleich zum Altrhein höheren Ortsdosisleistungen können auch ein Hinweis darauf sein, dass an der Lippe die Kontaminationen in größere Tiefen reichen. Am Rheinberger Altrhein wurden in den 1970er Jahren Ablagerungen entfernt, so dass sich die höchsten Kontaminationen bis in 20–40 cm Tiefe erstrecken [38]. Im Bereich der Lippe sind solche Bereinigungen nicht bekannt, so dass möglicherweise auch in größerer Tiefe Kontaminationen vorhanden sind.

Ra-226 und Pb-210 im Boden

Die Korrelationsgeraden zwischen Ra-226 und Pb-210 für den Bereich Fossa und den Bereich Lippe unterscheiden sich nur wenig. Der Mechanismus der Kontamination scheint demnach

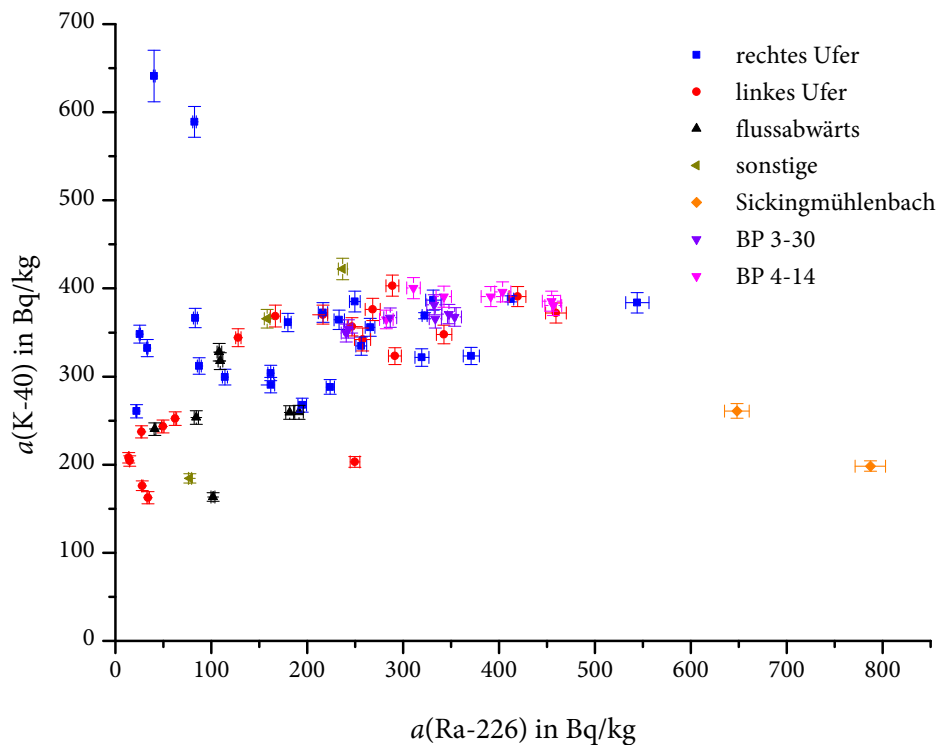


Abbildung 7.18: Zusammenhang zwischen Ra-226 und K-40 an der Lippe

derselbe zu sein. Auffällig ist, dass die Messwerte der Lippe deutlich weiter zum radioaktiven Gleichgewicht hin streuen. Die Kontaminationen sind also höheren Alters. Dies erscheint plausibel, da ein Großteil der Proben aus dem Projekt zur Fossa Eugeniana aus den Sedimentationszonen am Rheinberger Altrhein stammt, von wo in den 1970er Jahren Ablagerungen entfernt wurden (s.o.).

Ra-226 und Ra-228 im Boden

Im Vergleich zu den Proben der Fossa Eugeniana verläuft die Korrelationsgerade für die Proben der Lippe steiler, obwohl die Kontaminationen älteren Datums sind. Man müsste also erwarten, dass die Gerade bei älteren Proben aufgrund der kürzeren Halbwertszeit des Ra-228 flacher verläuft. Der größte Teil der Bodenproben aus dem Bereich der Lippe zeigt allerdings spezifische Ra-228-Aktivitäten, die mit unter 70 Bq/kg im von Harb [44] für Niedersachsen angegebenen geogenen Schwankungsbereich liegen, während bei den Proben der Fossa jüngere Kontaminationen mit hohen Ra-228-Gehalten deutlich stärker repräsentiert sind. Die unterschiedlichen Korrelationsgeraden sind demnach durch den natürlichen Hintergrund an Ra-228 begründet.

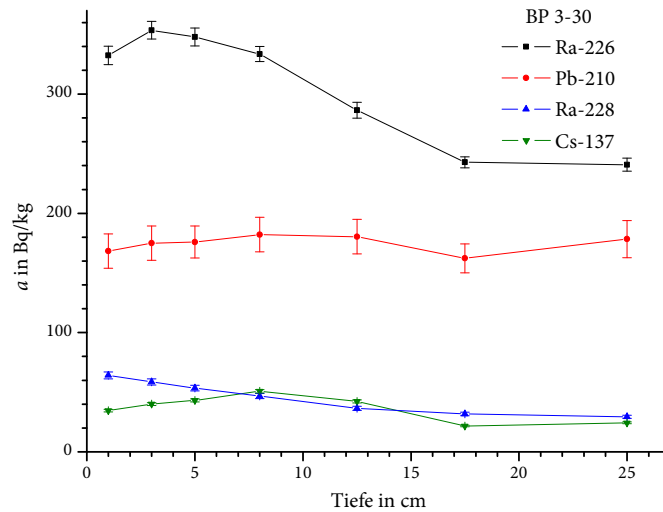


Abbildung 7.19: Aktivitäten im Bodenprofil BP 3-30 an der Lippe

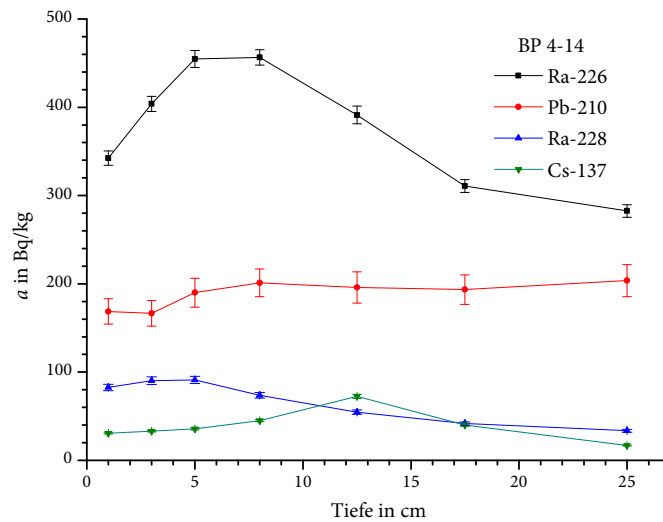


Abbildung 7.20: Aktivitäten im Bodenprofil BP 4-14 an der Lippe

7.3.4 Geogener Hintergrund

Für geogene Sediment- und Bodenproben ist ein radioaktives Gleichgewicht innerhalb der jeweiligen Zerfallsreihen anzunehmen. Darüberhinaus sollten sich solche Proben durch niedrige spezifische Aktivitäten auszeichnen. In [115] werden für niedersächsische Böden spezifische Aktivitäten von etwa 25–30 Bq/kg für Nuklide der natürlichen Zerfallsreihen angegeben, siehe Tabelle 7.5. Da für geogene Böden ein Gleichgewicht innerhalb der Uran-Radium-Zerfallsreihe anzunehmen

Tabelle 7.5: Spezifische Aktivitäten in geogenen Böden und Sedimenten

	U-238 (Bq/kg)	Ra-226 (Bq/kg)	Pb-210 (Bq/kg)	Ra-228 (Bq/kg)	Th-228 (Bq/kg)
<i>Niedersachsen, nach [44, 115]</i>					
Arithm. MW	28,0 ± 11,2	27,0 ± 8,0	42,3 ± 17,5	26,5 ± 7,9	26,5 ± 8,2
Geom. MW	25,9 · 1,5 ^{±1}	25,7 · 1,4 ^{±1}	38,4 · 1,6 ^{±1}	25,2 · 1,4 ^{±1}	25,1 · 1,4 ^{±1}
<i>Böden von Fossa Eugeniana und Rheinberger Altrhein</i>					
Arithm. MW	34,6 ± 7,6	42,7 ± 6,7	35,7 ± 12,5	37,5 ± 10,9	36,5 ± 12,6
Geom. MW	34,0 · 1,3 ^{±1}	42,3 · 1,2 ^{±1}	34,1 · 1,5 ^{±1}	36,3 · 1,4 ^{±1}	34,8 · 1,5 ^{±1}
<i>Sedimente von Fossa Eugeniana und Rheinberger Altrhein</i>					
Arithm. MW		36,7 ± 30,8	26,5 ± 18,9	30,5 ± 21,5	26,1 ± 15,7
<i>Böden der Lippe</i>					
Arithm. MW	18,2 ± 7,2	28,0 ± 9,5	29,2 ± 10,2	18,4 ± 8,6	18,7 ± 8,7
Geom. MW	16,9 · 1,5 ^{±1}	26,4 · 1,5 ^{±1}	27,7 · 1,4 ^{±1}	17,1 · 1,5 ^{±1}	17,4 · 1,5 ^{±1}
<i>Sedimente Verdachtsflächen</i>					
Arithm. MW	91,8 ± 48,5	102 ± 42	94,2 ± 33,8	70,7 ± 28,0	62,7 ± 22,0
<i>Sedimente Freiburger Mulde</i>					
Arithm. MW	58,6 ± 17,4	62,5 ± 15,9	65,5 ± 21,3	50,3 ± 11,0	45,5 ± 9,5

ist, scheinen die Angaben für Pb-210 zu hoch zu sein. Dies ist möglicherweise auf unzureichende Selbstabsorptionskorrekturen bei der gammaspektrometrischen Bestimmung von Pb-210 zurückzuführen.

Im Bereich der Fossa Eugeniana und des Rheinberger Altrheins sowie im Bereich der Lippe wurden keine standortspezifischen Untersuchungen zur Abschätzung des geogenen Niveaus durchgeführt. Anhand der Messergebnisse und der Lage der Probenahmepunkte konnten jedoch Proben identifiziert werden, die als bergbaulich nicht beeinflusst anzusehen sind. Dies betrifft drei Boden- und fünf Sedimentproben aus dem Bereich Fossa Eugeniana und Altrhein sowie zehn Bodenproben aus dem Bereich der Lippe. Diese sind in den Tabellen A.6, A.7 und A.9 gekennzeichnet. Die Mittelwerte sind in Tabelle 7.5 dargestellt, in der zum Vergleich auch die Werte für Sedimente aus den Verdachtsflächen des Uranbergbaus und der Freiburger Mulde [31, 121] angegeben sind.

Das Aktivitätsverhältnis $a(\text{Ra-228})/a(\text{Ra-226})$ ergibt sich in den geogenen Böden der Fossa zu $0,87 \pm 0,13$, in den geogenen Sedimenten der Fossa zu $0,92 \pm 0,15$ und in den geogenen Böden der Lippe zu $0,67 \pm 0,19$. Durch Grubenwasser eingetragenes Radium zeigt im Allgemeinen ein Verhältnis von $a(\text{Ra-228})/a(\text{Ra-226}) \approx 0,5$. Wird durch Grubenwässer weiteres Radium eingetragen, so sinkt das Aktivitätsverhältnis durch den Zerfall des Ra-228 mit der Zeit weiter ab. Das für uranbergbaulich beeinflusste Sedimente und Böden abgeleitete Kriterium, dass Proben mit $a(\text{Ra-228})/a(\text{Ra-226}) \leq 0,5$ als bergbaulich beeinflusst anzusehen sind, gilt somit auch für die in dieser Arbeit untersuchten Beeinflussungen aus dem Steinkohlebergbau, obwohl hier eine völlig andere Kontaminationssituation vorliegt. Für junge Kontaminationen durch Typ-B-Grubenwässer

mit einem Aktivitätsverhältnis von >1 (siehe 3.3 und [133]) trifft dies allerdings nicht zu. Bei einem initialen Verhältnis von $a(\text{Ra-228})/a(\text{Ra-226}) = 2-3$ sinkt dieses Verhältnis erst nach 2–3 Halbwertszeiten von Ra-228, also nach 12–18 Jahren, auf einen Wert von etwa 0,5.

7.4 Verfügbarkeit von Radium

Für die interne Exposition durch Ingestion spielt die Aufnahme von Radium eine bedeutende Rolle. In die für die Berechnung von Strahlenexpositionen verwendeten Dosiskonversionsfaktoren fließt dabei ein, dass ein bestimmter Teil der mit der Nahrung zugeführten Aktivität in die Verdauungsflüssigkeiten und schließlich ins Blut aufgenommen wird. Der Anteil, der in die Verdauungsflüssigkeiten übergeht, wird durch den sogenannten f_1 -Wert beschrieben. Die restliche Aktivität wird ausgeschieden und trägt praktisch nicht zur Exposition bei.

Die für die Berechnung rechtlich relevanter Dosen festgeschriebenen Konversionsfaktoren finden sich in ICRP72 [47]. Diese benutzen für die Berechnung der Konversionsfaktoren $f_1 = 0, 2$. Dies ist möglicherweise für in Nahrungsmitteln vorhandenes Radium sinnvoll, aber der f_1 -Wert hängt von der chemischen Form des Radiums ab, so dass sich die Frage stellt, wie weit durch die Direktingestion von Boden inkorporiertes Radium verfügbar ist. Da das Radium im Radiobaryt (Ba, Ra) SO_4 chemisch fest in der Kristallstruktur gebunden vorliegt, ist zu vermuten, dass der verfügbare Anteil deutlich geringer ist. Dies wurde bei Extraktionsversuchen, die nicht die Vorgänge im Verdauungstrakt simulieren, bereits bestätigt [65]. Daher sind die Konversionsfaktoren für die Direktingestion von Radium, das aus Kontaminationen durch den Steinkohlebergbau stammt, vermutlich als sehr konservativ anzusehen.

Darüberhinaus muss angenommen werden, dass ganz allgemein die Verdauungsflüssigkeiten einen Einfluss auf die Verfügbarkeit aufgenommenen Schadstoffe haben und Bindungsformanalysen nicht ausreichen. Shaw und Green haben daher in [99] die Verfügbarkeit verschiedener künstlicher Radionuklide bei einer Enzymolyse, die das Verdauungssystem simulieren soll, untersucht. Die verwendeten Enzyme sind Pepsin, Pankreatin, α -Amylase und Gallensalz. Die Extraktion verläuft in zwei Schritten, die die Verdauung im Magen und im Darm simulieren sollen, und ist in [99] beschrieben.

In einem Vorversuch wurde die Methode an einem Aliquot der Sedimentprobe H1 (Fein) aus dem Projekt zur Fossa Eugenia getestet. Hierbei wurde aufbereitetes, also getrocknetes, zerkleinertes und homogenisiertes Sediment eingesetzt. Die Menge an Sediment betrug etwa 100 g, das entspricht etwa 1 kBq Ra-226. Die Extraktion wurde gemäß der Anleitung in [99] durchgeführt.

Anschließend wurde in dem Vorversuch nur die flüssige Phase untersucht, da der Anteil des in die Lösung gegangenen Radiums interessiert. Die gemessene Aktivität in der Lösung betrug hierbei etwa 0,6 Bq. Dies entspricht einem Extraktionsgrad von unter 1 %, also einen Faktor 20 unter dem f_1 -Wert. Die Annahme, dass für die Direktingestion von Boden die Dosiskonversionsfaktoren sehr konservativ sind, könnte sich damit bestätigen. In dieser Richtung sollten weitere Forschungen, auch für andere natürliche Radionuklide, unternommen werden.

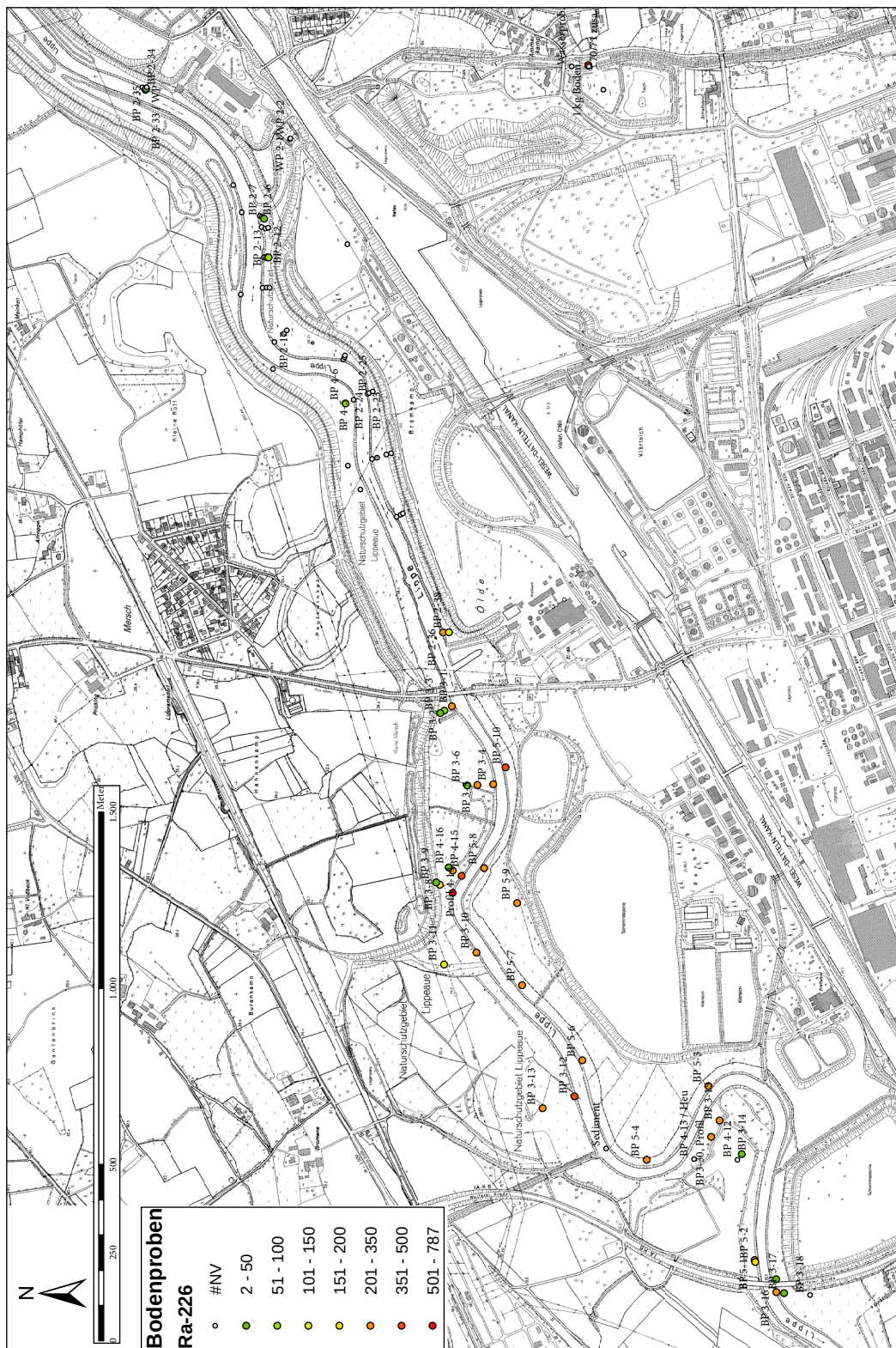


Abbildung 7.21: Lippe

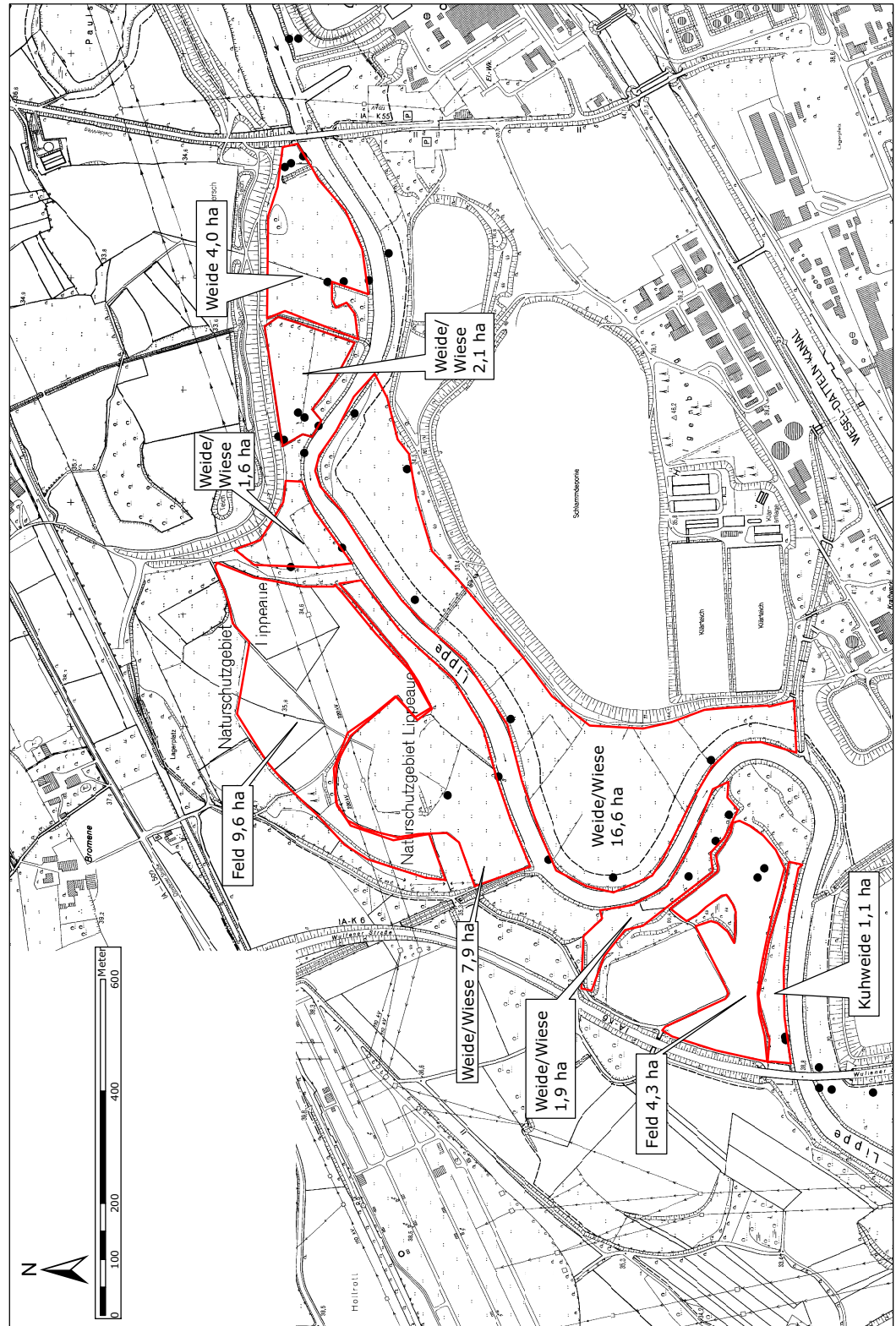


Abbildung 7.22: Flächennutzung an der Lippe

8 Uranbergbau

Anthropogen erhöhte Strahlenexpositionen in Folge von Uranerzbergbau bilden den zweiten Schwerpunkt dieser Arbeit. In Kapitel 8.1 wird hierzu exemplarisch eine Situation in Deutschland, in Kapitel 8.2 eine in der Republik Kirgisistan im Gebiet der früheren Sowjetunion dargestellt. Hierbei steht – wie auch bei der Betrachtung der Situationen aus dem Steinkohlebergbau – die Quantifizierung der Immission im Mittelpunkt. Ziel ist daher die Ermittlung von Strahlenexpositionen, die sich in Kapitel 9 anschließt.

8.1 Uranbergbau in Sachsen am Beispiel Lengenfeld

8.1.1 Untersuchungen

Im Rahmen des Flutfolgenprojektes [31] wurden Sedimente aus dem gesamten Gewässersystem sowie Bodenproben aus dem verlandeten Lenkteich genommen. Aus den Arbeiten zu [88] waren darüber hinaus Bodenproben vom ehemaligen Polizeiübungsplatz im Bereich der Nordhalde und aus einem Garten sowie einem Sportplatz am Plohnbach im Abstrom des Lenkteiches und elf Proben geogener Böden aus den Verdachtsflächen des Uranbergbaus in Sachsen vorhanden. Außerdem waren im Jahr 2004 zwei Sedimentfallen im Abstrom des Lenkteiches installiert, um Aussagen über die Nuklidgehalte im frischen schwebstoffbürtigen Sediment treffen zu können. Alle Messungen wurden im Rahmen dieser Arbeit erneut ausgewertet, da bisher keine Bestimmungen von Th-230 und Ac-227 erfolgt waren. Weiterhin wurde die Bestimmung von U-235 und Ra-226 so durchgeführt, dass Radonverlust aus den Messgefäßen die Messergebnisse nicht mehr beeinflusst.

8.1.2 Ortsdosisleistung

Neben den Einzelmessungen der Ortsdosisleistung, die an jeder Probenahmestelle des Flutfolgenprojektes [31] durchgeführt wurden, lagen die Ergebnisse flächenhafter Messungen aus dem Gebiet des Lenkteiches [33] sowie der Nord- und Südhalde, des Polizeiübungsplatzes und der Motocrossstrecke und einer kleinräumigen Kontamination im Bereich einer Eisenbahnbrücke über den Plohnbach vor [88]. In [88] findet sich auch eine detaillierte Diskussion.

Lenkteich

Durch die Firma C&E Consulting und Engineering GmbH wurde im Jahr 2001 im Gebiet des Lenkteiches eine Kartierung der Ortsdosisleistung durchgeführt [33]. Auf einer Gesamtfläche von 2,72 ha wurde das Gebiet des Lenkteiches und des Plohnbaches bis zur Bahnbrücke kartiert. Das Messraster betrug 5 m × 5 m, zum Teil verdichtet auf 2,5 m × 2,5 m. Insgesamt wurden in diesem Gebiet 1202 Messungen durchgeführt.

Tabelle 8.1: Statistische Auswertung von Messungen der Ortsdosisleistung im Bereich Lengenfeld, nach [88]

	Lenkteich	Bahnbrücke	Südhalde	Nordhalde	Übungsplatz
Fläche (ha)	5,72	0,035	3,6	6,3	2,8
Anzahl Messwerte	1202	230	399	723	1063
arithm. MW (nSv/h)	595 ± 412	1940 ± 1011	401 ± 128	415 ± 221	475 ± 276
geom. MW (nSv/h)	$480 \cdot 1,9^{\pm 1}$	$1696 \cdot 1,7^{\pm 1}$	$383 \cdot 1,4^{\pm 1}$	$374 \cdot 1,6^{\pm 1}$	$410 \cdot 1,7^{\pm 1}$
Median (nSv/h)	520	1690	385	363	380
Minimum (nSv/h)	150	381	183	179	130
25-%-Q. (nSv/h)	280	1240	300	263	280
75-%-Q. (nSv/h)	720	2400	467	503	600
95-%-Q. (nSv/h)	1500	4150	670	813	1140
Maximum (nSv/h)	2700	5120	998	3190	1800

Der arithmetische Mittelwert der Messungen am Lenkteich betrug (595 ± 412) nSv/h, der geometrische Mittelwert $480 \cdot 1,9^{\pm 1}$ nSv/h. Für die Verteilung der Messwerte kann die Annahme einer Lognormalverteilung bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % abgelehnt werden. Da jedoch die Abweichungen von einer Lognormalverteilung gering sind [88], kann deren Erwartungswert von 597 nSv/h dennoch als Punktschätzer für die Ortsdosisleistung im Bereich des Lenkteiches verwendet werden.

Die ODL-Messwerte lagen im Bereich 150–2700 nSv/h, wobei bereits das 25-%-Quantil mit 280 nSv/h höher liegt als der geogene Hintergrund von maximal 260 nSv/h [88]. Der Schwankungsbereich ist somit größer als der im Flutfolgenprojekt [31] abgeschätzte von 498–1200 nSv/h, der allerdings nur auf wenigen Stichproben beruht.

Der Bereich massiv erhöhter Ortsdosisleistungen an der Eisenbahnbrücke, der auch in den Untersuchungen zu [33] enthalten ist, wurde darüberhinaus in den Arbeiten zu [88] in einem engeren Raster von 1 m × 1 m kartiert. Der Schwankungsbereich der Messwerte betrug 381–5120 nSv/h. Diese massive Erhöhung wird durch Tailingmassen verursacht, die sich unter einer dünnen Schicht Oberboden befinden.

Südhalde

Die Südhalde wird begrenzt durch den Bahndamm und den Plohnbach und wurde in [88] im Bereich zwischen Schützenhaus und Eisenbahnbrücke in einem Raster von 10 m × 10 m vermessen. Die Größe des kartierten Gebietes betrug 3,6 ha. Die Messwerte lagen in einem Bereich von 183–998 nSv/h. Dabei sind die Bereiche mit den höchsten Messwerten nur kleinräumig, das 75-%-Quantil beträgt 467 nSv/h. Nach [88] kann nach Abzug eines konstanten Untergrundwertes von 100 nSv/h die Annahme einer Lognormalverteilung bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % nicht abgelehnt werden. Das geometrische Mittel für diese untergrundkorrigierte Lognormalverteilung beträgt $277 \cdot 1,5^{\pm 1}$ nSv/h, woraus sich ein Erwartungswert von 301 nSv/h bzw. 401 nSv/h inklusive des konstanten Untergrundwertes ergibt [88]. Ohne Untergrundabzug stimmt das geometrische Mittel von $383 \cdot 1,4^{\pm 1}$ nSv/h gut mit dem Median von 385 nSv/h überein.

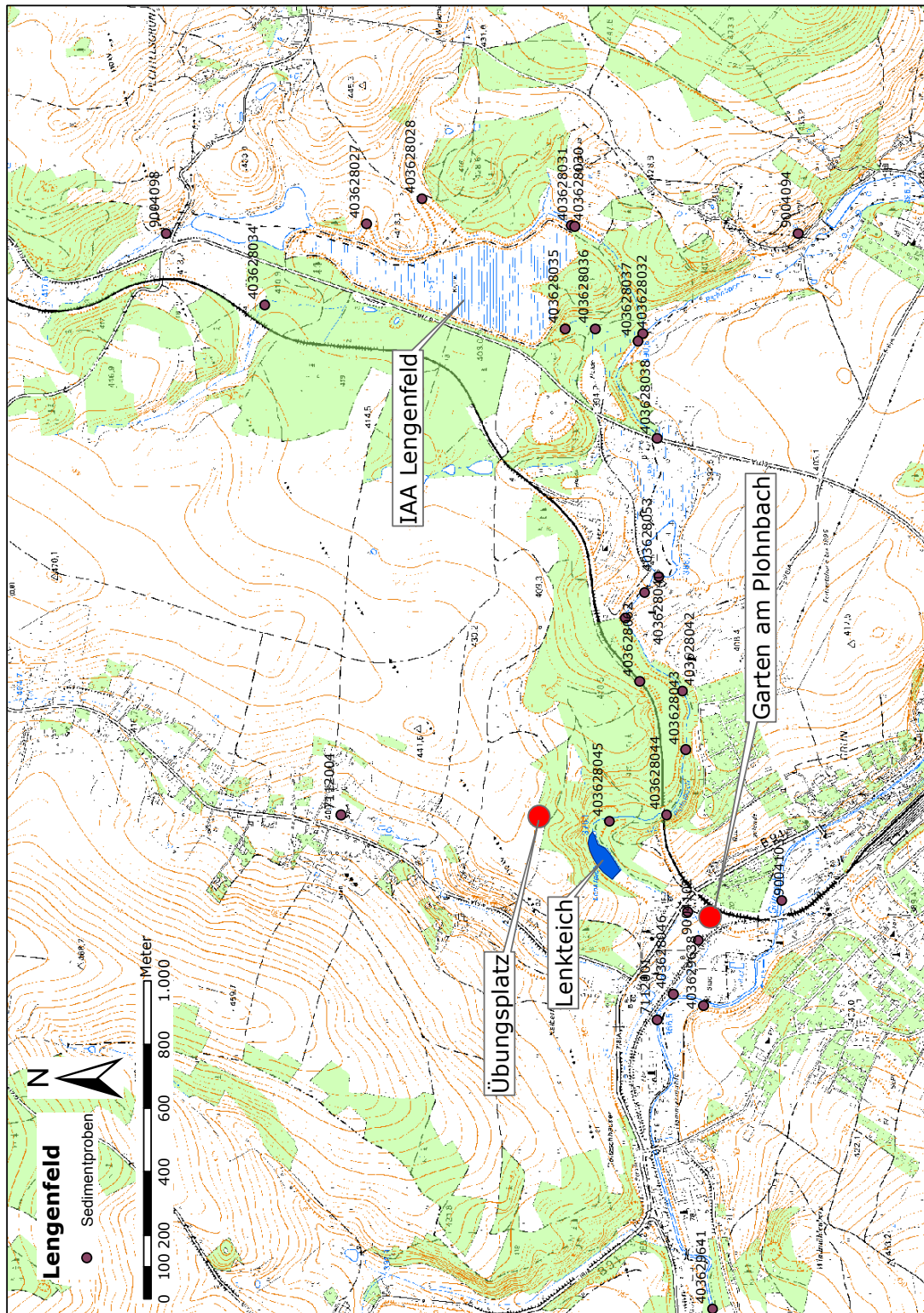


Abbildung 8.1: Untersuchungsgebiet Lengenfeld

Nordhalde und Übungsplatz

Die Nordhalde liegt, durch den Bahndamm getrennt, nördlich der Südhalde. Der in [88] in einem Raster von 10 m × 10 m kartierte Bereich der Nordhalde ist 6,3 ha groß. An den Bereich der Nordhalde schließt sich im oberen Bereich der ehemalige Polizeiübungsplatz an, der in den Arbeiten zu [33] auf einer Fläche von 2,8 ha vermessen wurde.

Der Schwankungsbereich der Messwerte auf der Nordhalde betrug 179–3190 nSv/h, wobei die höchsten Werte nur in einem schmalen Streifen am Haldenfuß zu finden waren. Das 95-%-Quantil beträgt daher nur 813 nSv/h. Insgesamt stimmen Median (363 nSv/h) und geometrischer Mittelwert ($374 \cdot 1,6^{\pm 1}$ nSv/h) recht gut überein, die Annahme einer Lognormalverteilung ist jedoch abzulehnen.

Im Bereich des ehemaligen Polizeiübungsplatzes wurden in der Nähe der Schießanlagen und der Motocrossstrecke Werte von über 900 nSv/h gemessen, da hier Aufbereitungsrückstände freiliegen. Insgesamt liegen die Messwerte tendenziell etwas höher als auf der Nordhalde, wobei jedoch die Spitzenwerte des Haldenfußes nicht erreicht werden. So beträgt bei einem Wertebereich von 130–1800 nSv/h das 95-%-Quantil 1140 nSv, der Median 380 nSv/h und das geometrische Mittel $410 \cdot 1,7^{\pm 1}$ nSv/h.

Kleingarten am Plohnbach

In [88] wurden auch in einem Kleingarten, der am Plohnbach im Abstrom des Lenkteichs liegt, Messungen der Ortsdosisleistung vorgenommen. Aus 77 Messungen ergab sich bei einem Schwankungsbereich von 168–464 nSv/h ein geometrischer Mittelwert von $234 \cdot 1,4^{\pm 1}$ nSv/h. Der arithmetische Mittelwert betrug (246 ± 85) nSv/h.

8.1.3 Proben aus dem Lenkteich

Im Rahmen des Flutfolgenprojektes [31] wurden aus dem Lenkteich Bodenproben entnommen. Hierbei handelt es sich im Wesentlichen um nach dem Dammbruch der IAA im Jahr 1954 abgelagertes Material. Um den Radonverlust aus den Messgefäßen sowie die Aktivitäten von Th-230 und Ac-227 zu berücksichtigen, wurden die damaligen Messungen erneut ausgewertet. Dabei lagen die Ergebnisse für die spezifische Aktivität von U-238 durchschnittlich 6 % über den damaligen Ergebnissen aus [31] und [88] und sind demnach vergleichbar. Die Ergebnisse für Ra-226 jedoch lagen in der neuen Auswertung – bei einem Durchschnitt von 21 % – bis zu 92 % höher.

Insgesamt lagen 16 Bodenproben aus dem Lenkteich vor. Neun dieser Bodenproben tragen die Bezeichnung „Abstich“ und stammen aus einem Hang am Ufer des Plohnbachs im Lenkteich, siehe Abbildung 8.2. Weiterhin wurden an fünf weiteren Stellen am Ufer des Plohnbachs im Lenkteich Proben der grau-schwarzen Aufbereitungsrückstände entnommen, die mit „Tailing“ bezeichnet sind. Die zwei mit „Lehm“ bezeichneten Proben sind ebenfalls grau-schwarze Aufbereitungsrückstände und wurden in der Nähe des Sedimentprobenahepunktes 403.628.045 im Anstrom des Lenkteiches entnommen.

Die Ergebnisse der gammaspektrometrischen Messungen der Abstich-, Lehm- und Tailing-Proben sind in den Abbildungen 8.3, 8.4 und 8.5 dargestellt, die Messwerte finden sich in Tabelle A.11. Zur Interpretation der Abbildungen: Die Balken für U-238 und U-235 geben die *heutigen* Uranaktivitäten wieder. Die Balken für Th-230 und Ac-227 spiegeln die *ursprünglichen* Aktivitäten

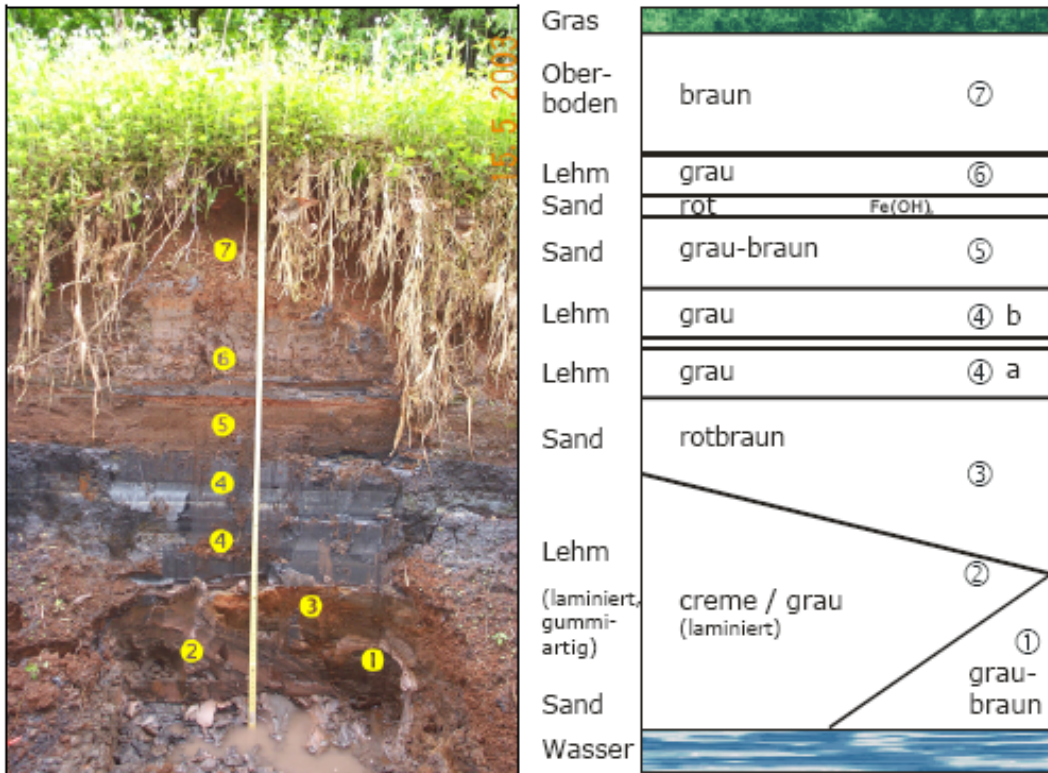


Abbildung 8.2: Abtich am Plohnbach im Bereich des Lenkteiches [31][88]

von U-238 bzw. U-235 vor der Aufbereitung und Uranextraktion wider. Die Aktivität von Ac-227 kann außerdem als Aktivität von Pa-231 aufgefasst werden, das bei einer selektiven Uranextraktion nicht mit entfernt würde und mit Ac-227 im radioaktiven Gleichgewicht stehen müsste.

Sofort auffällig ist, dass die spezifische Aktivität von Th-230 in den meisten Proben nicht mit der seines Tochternuklides Ra-226 im Gleichgewicht steht, wie man es nach einer selektiven Uranabtrennung erwarten müsste. Dies ist besonders deutlich bei den Tailing- und Lehm-Proben sowie bei Abtich 4A und 4B, die die höchsten Gehalte an Aufbereitungsrückständen enthalten. Da keine Quelle, die zusätzliches Th-230 eintragen könnte, bekannt ist, muss es sich um einen Verlust von Ra-226 handeln. Diese Vermutung wird durch die Messwerte von Ac-227 und U-235 gestützt: Betrachtet man die Quotienten $a(\text{U-238})/a(\text{Th-230})$ und $a(\text{U-235})/a(\text{Ac-227})$, so ergeben sich für die Tailingproben Mittelwerte von $0,132 \pm 0,031$ bzw. $0,203 \pm 0,033$, für die Lehmproben $0,181 \pm 0,042$ bzw. $0,195 \pm 0,032$ und für die Proben Abtich 4A und 4B $0,087 \pm 0,020$ bzw. $0,137 \pm 0,001$. Auch wenn dies auf einen geringfügigen Verlust von Ac-227 hindeutet, sind die Ergebnisse doch miteinander verträglich. Im Gegensatz dazu beträgt der Quotient $a(\text{U-238})/a(\text{Ra-226})$ in den eben genannten Proben $0,36$ – $0,48$ und weist auf einen Verlust von Radium hin. Anhand der Werte für $a(\text{U-238})/a(\text{Th-230})$ für die Tailingproben kann auch festgestellt werden, dass es sich um Rückstände einer – wenn auch noch nicht ausgereiften – chemischen Aufbereitung handelt, da Extraktionsgrade zwischen 82 % und 91 % vermutlich nicht mit Nassmechanischen Verfahren zu er-

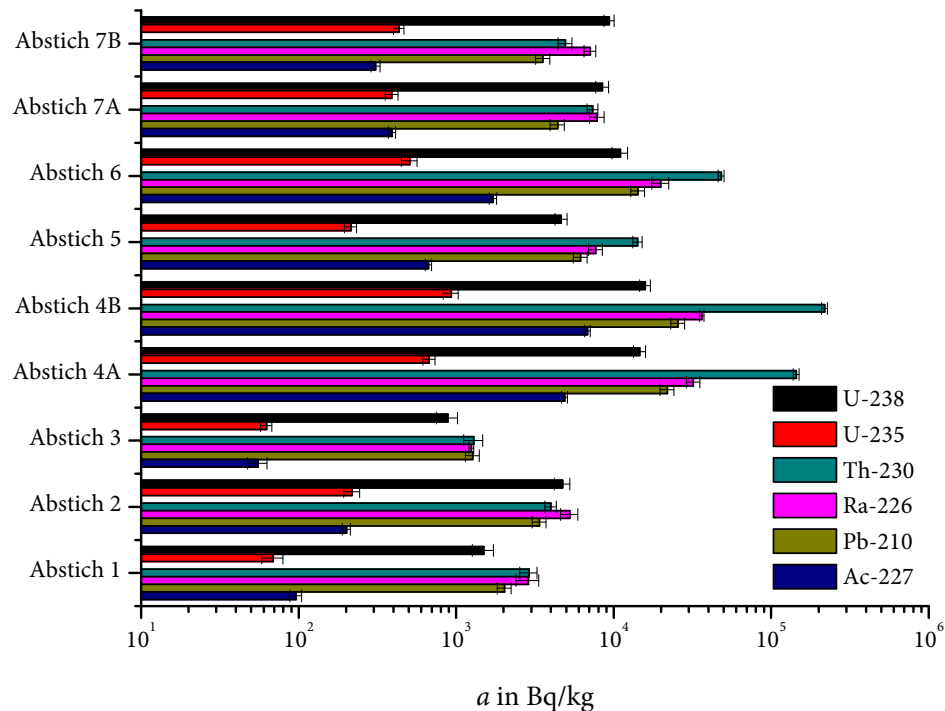


Abbildung 8.3: Aktivitäten in den Abstich-Proben. Zur Erläuterung siehe Text.

reichen sind. Dies wird gestützt durch die Angabe in [18], dass in der Absetzanlage die Rückstände der nasschemischen Aufbereitung abgelagert wurden.

Der Grund für die Abreicherung des Radiums in diesen Proben kann anhand der vorliegenden Daten nicht geklärt werden. Bei den in Lengenfeld angewendeten chemischen Verfahren handelt es sich um schwefelsaure oder sodaalkalische Laugung [18], bei denen Radium im Rückstand verbleibt [66]. Dass das Radium bei dem Dammbruch infolge des Starkregens in Lösung gegangen und abtransportiert worden ist, ist unwahrscheinlich. Denkbar ist der stetige Austrag von Radium aus dem Material am Hang des Plohnaches, aus dem alle untersuchten Proben stammen. Die im Projekt ALASKA [25] aus der Verdachtsfläche Lengenfeld untersuchten Wasserproben aus dem Plohnbach in An- und Abstrom des Lenkteiches geben hierüber keine Informationen, da die erreichten Nachweisgrenzen zu hoch waren. Notwendig wäre also die Untersuchung von Material aus diesen Horizonten, das von andern Stellen des verlandeten Teichs stammt und nicht direkt dem Plohnbach zugänglich ist.

Typische Werte für die spezifischen Aktivitäten in den Aufbereitungsrückständen können aus den Messwerten für die Tailing-Proben abgeleitet werden. So ergibt sich der Mittelwert der Aktivität von U-238 zu (17377 ± 1876) Bq/kg, der von U-235 zu (914 ± 103) Bq/kg. Th-230 ist mit im Mittel (135801 ± 27685) Bq/kg deutlich im Ungleichgewicht mit Ra-226 (Mittelwert (37869 ± 3654) Bq/kg),

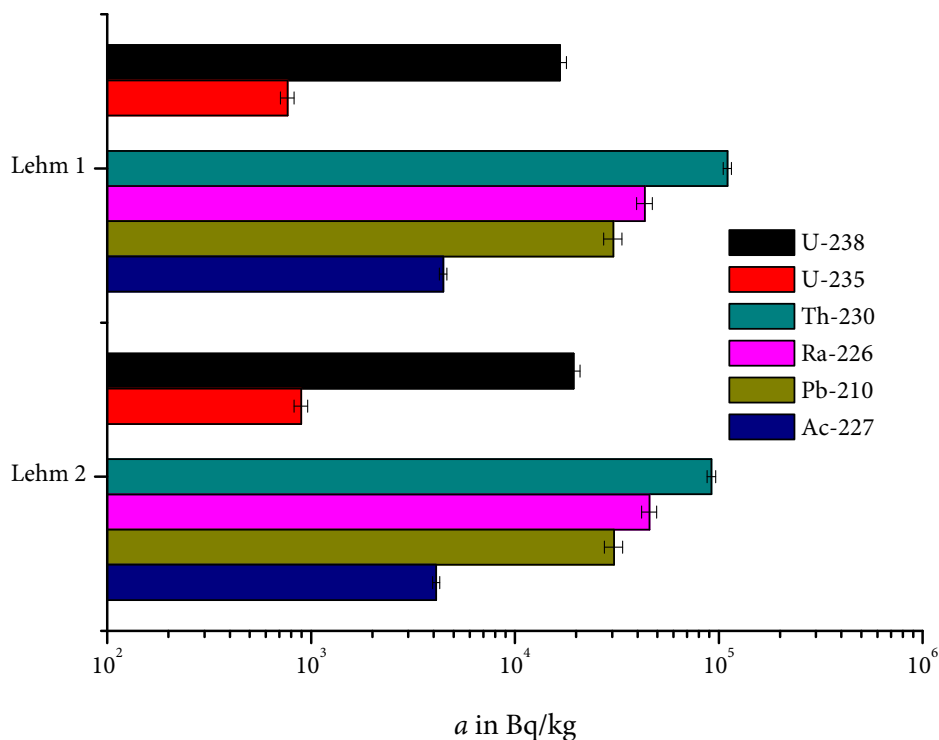


Abbildung 8.4: Aktivitäten in den Lehm-Proben vom Ort 403.628.045. Zur Erläuterung siehe Text.

das auch mit Pb-210 (Mittelwert (26920 ± 2414) Bq/kg) nicht im Gleichgewicht steht. Dies ist vermutlich auf Radonverlust zurückzuführen. Die Aktivität von Ac-227 liegt bei durchschnittlich (4586 ± 805) Bq/kg.

In den Abstich-Proben wurden für U-238 Aktivitäten von 884–15874 Bq/kg, für Ra-226 von 1250–36315 Bq/kg und für Th-230 von 1295–218298 Bq/kg bestimmt. Es handelt sich hier also nicht nur um reine Aufbereitungsrückstände, sondern auch um weniger stark belasteten Boden, erkennbar an der großen Spannweite. Auffällig ist, dass in Abstich 7A und 7B die Aktivität von Uran größer ist als die der Folgeprodukte. Dies ist auf einen Eintrag von Uran zurückzuführen.

8.1.4 Sedimente

Im Rahmen des Flutfolgenprojektes waren im Gewässersystem im Bereich Lengenfeld insgesamt 27 Proben von frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten entnommen worden. Die Probenahmestellen wurden dabei so gewählt, dass ein Vergleich mit früheren Messungen aus den Untersuchungen zum Altlastenkataster [25] möglich ist. Für eine Diskussion der Literaturwerte wird auf [88] und [31] verwiesen. In den früheren Untersuchungen war jedoch bisher keine Bestimmung von Th-230 und Ac-227 erfolgt, und bei der Bestimmung von Ra-226 war möglicher Radonverlust aus den

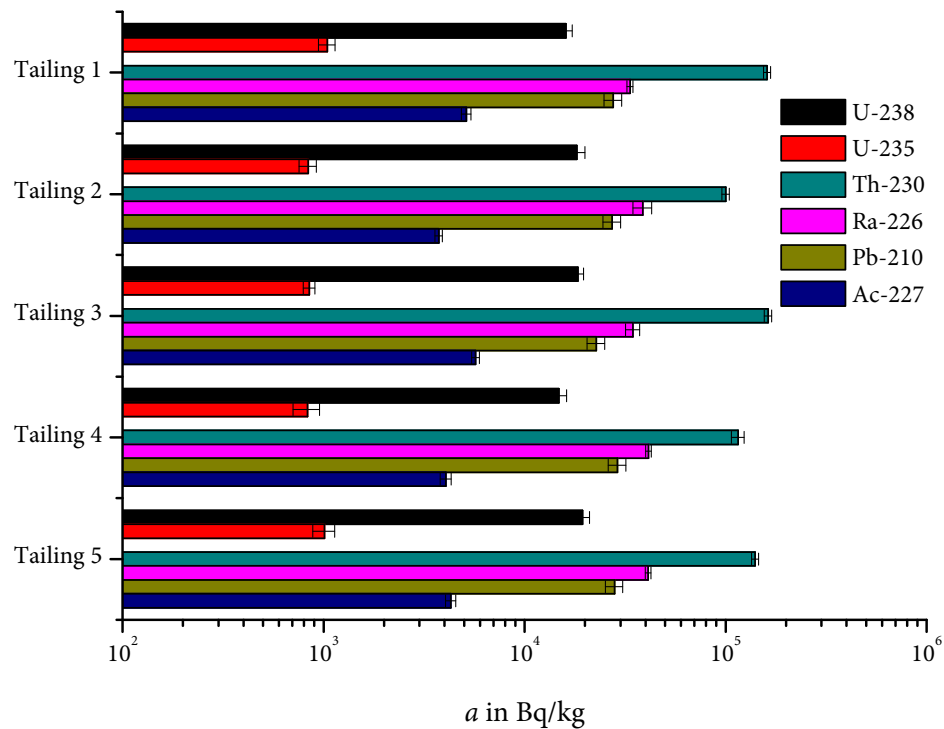


Abbildung 8.5: Aktivitäten in den Tailinghorizont-Proben. Zur Erläuterung siehe Text.

Messgefäßen nicht berücksichtigt worden, so dass die neuen Werte für Ra-226 im Schnitt um 15 % über den alten liegen. Sämtliche Messergebnisse finden sich im Anhang in Tabelle A.12. In fünf Proben konnte der Gehalt an Th-230, in vier Proben der an Ac-227 nicht bestimmt werden. Auf Angabe der Nachweisgrenzen für Ac-227 wurde verzichtet, da diese zur Diskussion nicht benötigt werden.

Natürlicher Hintergrund

Als repräsentativ für das geogene Niveau für den Bereich Lengsfeld sind in [25] die Probenahmeorte 9004098 (Freibach), 7112004 (Waldkirchener Bach) sowie 403629637 und 9004103 (beide Göltzsch) angesehen worden. Das Aktivitätsverhältnis zwischen Ra-228 und Ra-226 in diesen Proben beträgt 0,8–0,9 und deutet somit nicht auf bergbauliche Beeinflussung hin. Statistische Daten zu den Ergebnissen zeigt Tabelle 8.2.

Die spezifische Aktivität von U-238 in den Proben beträgt 64–215 Bq/kg, wobei der Wert von 215 Bq/kg gemäß einem Ausreißertest nach Grubbs [42] keinen Ausreißer darstellt. Ursache ist möglicherweise ein Korngrößeneffekt [88]. Bleibt der Wert dennoch unberücksichtigt, so ergibt sich ein Schwankungsbereich von 64–103 Bq/kg.

Tabelle 8.2: Statistische Daten von vier geogenen Sedimentproben aus dem Bereich Lengenfeld.
Alle Angaben in Bq/kg.

	U-238	Th-230	Ra-226	Pb-210
Arithm. Mittel	116 ± 68	86,5 ± 28,8	102 ± 28	80,4 ± 13,3
Geom. Mittel	104 · 1,7 ^{±1}	84,1 · 1,4 ^{±1}	100 · 1,3 ^{±1}	79,4 · 1,2 ^{±1}
Minimum	64,0	66,1	82,5	61,1
Maximum	215	107	143	89,3
MW Lit.[40]	58 ± 30		60 ± 35	43 ± 16
Anomalieschwelle nach [40]	118		131	83
	U-235	Ac-227	Ra-228	Th-228
Arithm. Mittel	5,4 ± 3,1	3,3 ± 1,1	86,5 ± 19,0	86,2 ± 22,3
Geom. Mittel	4,8 · 1,7 ^{±1}	3,2 · 1,4 ^{±1}	85,0 · 1,2 ^{±1}	84,2 · 1,3 ^{±1}
Minimum	1,8	1,6	35,2	34,9
Maximum	4,6	3,8	90,5	89,7
MW Lit. [40]	3 ± 1	7 ± 4	43 ± 16	
Anomalieschwelle nach [40]	6	14	76	

Th-230 konnte nur in zwei der vier Proben bestimmt werden, hier ergaben sich Messwerte von 66 Bq/kg und 107 Bq/kg. Die Nachweisgrenzen für die andern beiden Proben lagen mit 143 Bq/kg und 174 Bq/kg deutlich über den für geogene Proben zu erwartenden Gehalten. Dies zeigt, dass die Bestimmung von Th-230 mit der Gammaskpektrometrie bei verhältnismäßig niedrigen spezifischen Aktivitäten sehr problematisch ist.

Die Werte für Ra-226 und Pb-210 betrugen in den Proben 82–143 Bq/kg bzw. 61–89 Bq/kg. Während die Annahme eines radioaktiven Gleichgewichtes zwischen U-238, Th-230 und Ra-226 durch die Messungen bestätigt wird, liegt der Mittelwert des Aktivitätsverhältnisses von Pb-210 und Ra-226 bei $0,81 \pm 0,17$. Dies kann auf Radonverlust aus dem Material zurückzuführen sein, aber auch auf mögliche Selbstabsorptionseffekte bei der Bestimmung von Pb-210 zurückzuführen sein.

U-235 wurde in allen Proben unter Annahme des natürlichen Aktivitätsverhältnisses berechnet. Nicht in allen Proben konnte Ac-227 bestimmt werden; wo eine Bestimmung möglich war, stand Ac-227 – im Rahmen der Messgenauigkeit – im Gleichgewicht mit U-235.

Die spezifischen Aktivitäten von Ra-228 und Th-228 betrugen 73–114 Bq/kg bzw. 69–117 Bq/kg, wobei in allen geogenen Proben das radioaktive Gleichgewicht zwischen Ra-228 und Th-228 intakt war. Da keine Hinweise auf An- oder Abreicherungen von Thorium vorliegen, kann in diesen Proben der jeweilige Messwert auch als Aktivität von Th-232 aufgefasst werden.

Insgesamt lagen die Messwerte über denen, die von der GRS [40] als Mittelwerte für den geogenen Hintergrund in Sachsen angegeben wurden. Ein Teil der Messwerte liegt auch über der in [40] angegebenen Anomalieschwelle, die sich aus dem Mittelwert und der Standardabweichung zu $\bar{x} + 2s$ ergibt. Dennoch kann nicht von einem begbaulichen Einfluss ausgegangen werden. Die Abschätzung in den BerGBergbau [106] von 100 Bq/kg als Hintergrundwert für Nuklide der

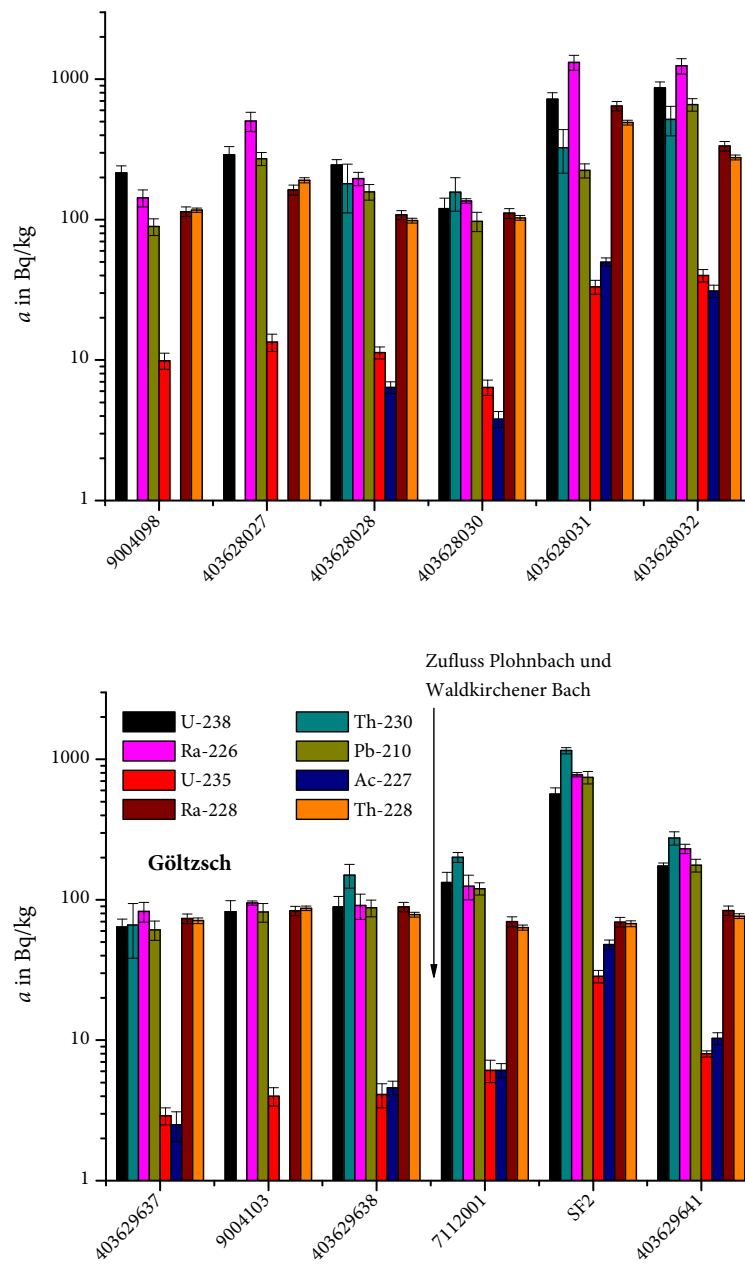


Abbildung 8.6: Aktivitäten in Sedimenten des Freibachs (oben) und der Göltzsch (unten)

8.1 Uranbergbau in Sachsen am Beispiel Lengenfeld

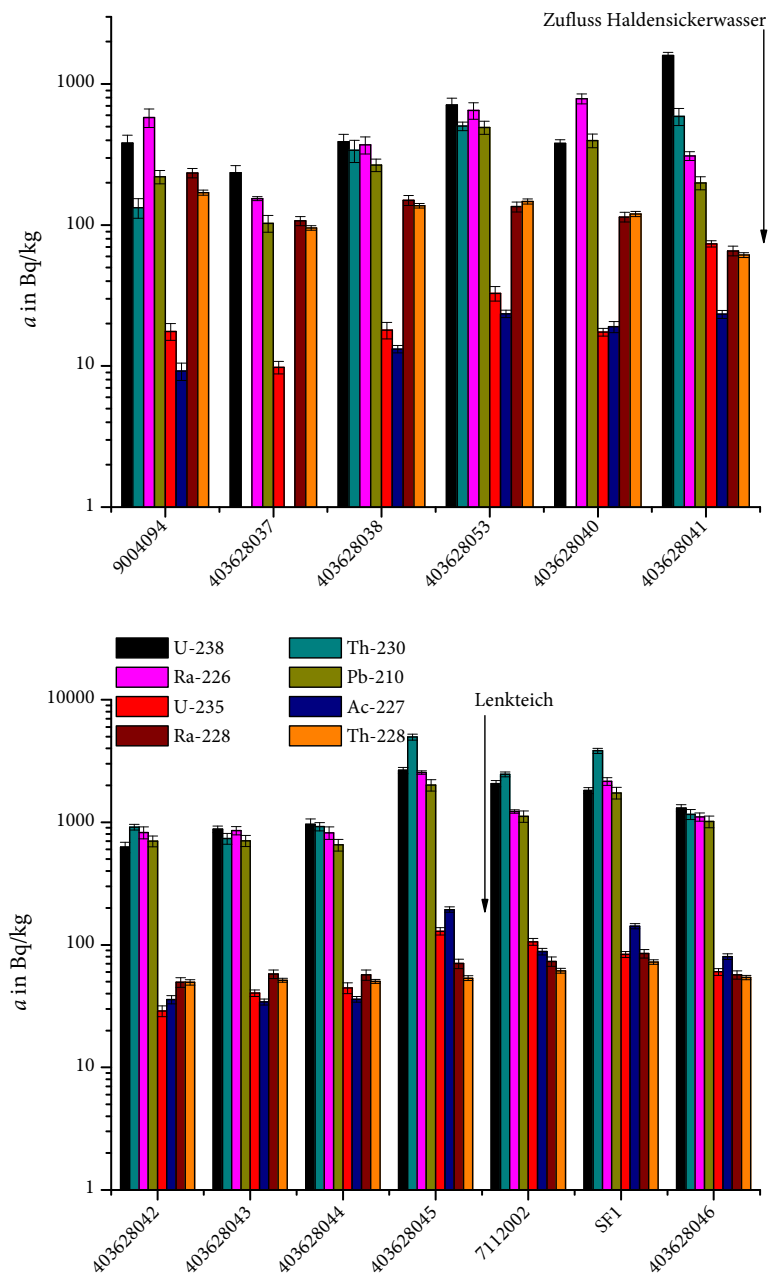


Abbildung 8.7: Aktivitäten in Sedimenten des Plohnbachs

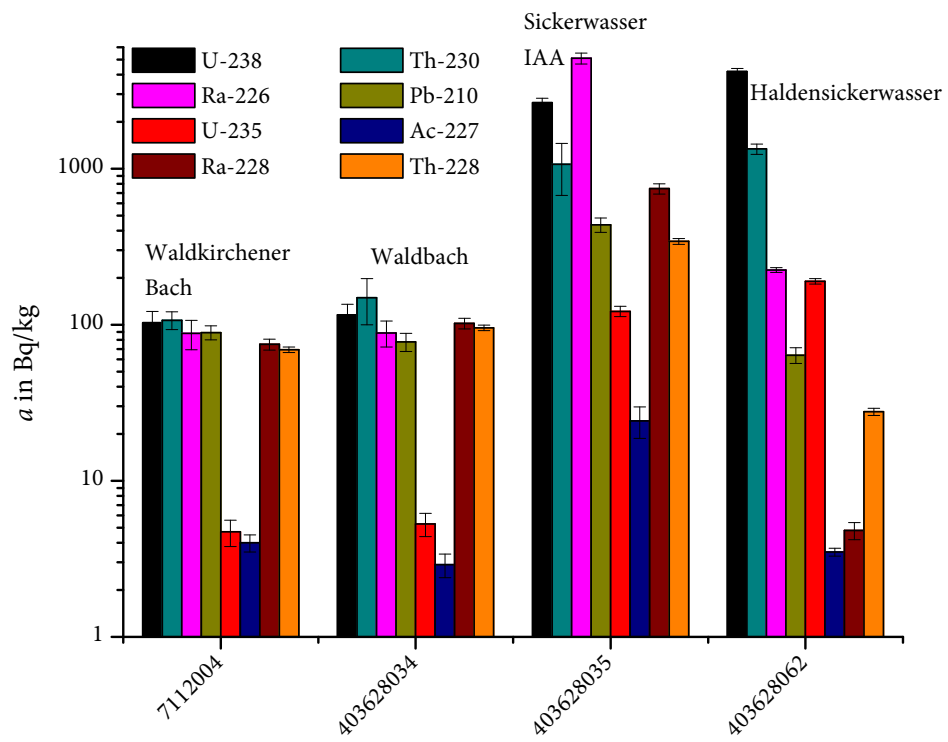


Abbildung 8.8: Aktivitäten in Sedimenten sonstiger Gewässer

Uran-Radium-Reihe in Böden (Fraktion $<500\ \mu\text{m}$) ist daher auch für Sedimente sinnvoll.

Freibach

Im Verlauf des Freibaches wurden insgesamt sechs Sedimentproben untersucht. Die Messergebnisse sind in Abbildung 8.6 dargestellt.

Der Punkt 9004098 ist als geogen einzustufen (s.o.), auch wenn der Messwert für U-238 mit 215 Bq/kg recht hoch ist. Ursache kann ein Korngrößeneffekt sein, da kein Hinweis auf eine bergbauliche Beeinflussung vorliegt. Der im Verlauf des Freibachs folgende Punkt 403628027 zeigt jedoch eine Beeinflussung, zunächst erkennbar am Verhältnis Ra-228/Ra-226. Hier ist Ra-226 mit 504 Bq/kg deutlicher erhöht als U-238 mit 290 Bq/kg. Am nächsten Punkt 403628028 ist diese deutliche Erhöhung zugunsten von Ra-226 nicht mehr festzustellen, auch wenn die spezifischen Aktivitäten in der Uran-Radium-Zerfallsreihe über dem geogenen Bereich liegen. Als Ursache für die Erhöhungen an beiden Probenahmepunkten wird in [25] ein Überlaufwehr eines im Norden der IAA liegenden Teiches genannt. Am Punkt 403628030 vor dem Zufluss von Haldensickerwässern ist die Erhöhung noch geringer.

In diesen Sickerwässern ist eine starke Erhöhung der Aktivitätsgehalte festzustellen. Das radioaktive Gleichgewicht ist von den Uranisotopen zu den Tochternukliden hin verschoben, wobei jedoch der Messwert von Th-230 zu niedrig ausfällt. Da das Aktivitätsverhältnis von U-238 und Ra-226 mit 0,55 zu niedrig für reine Tailingmaterialien ist, handelt es sich nicht um partikulären Transport solchen Materials. Möglicherweise handelt es sich um Eintrag in gelöster Form. Voraussetzung für einen derartigen Transport von Radium wäre jedoch die Abwesenheit von Barium.

Der Einfluss dieser Haldensickerwässer ist auch am nächsten Sedimentprobenahmeort im Freibach erkennbar, der vergleichbare Nuklidgehalte aufweist.

Plohnbach

Bereits der erste Probenahmepunkt am Plohnbach, 9004094, weist mit einem Verhältnis Ra-228/Ra-226 von 0,4 und einer Ra-226-Aktivität von 580 Bq/kg eine deutliche bergbauliche Beeinflussung auf. Der Einschätzung als geogen [25] kann nicht zugestimmt werden. Auch in dieser Probe ist der Wert von Th-230 deutlich niedriger als der von Ra-226, analog zu den Proben 403628031 und 403628032. Die Ursache für diese Erhöhung ist unklar, insbesondere da am nächsten Probenahmepunkt, 403628037, nach Zufluss des Freibaches nicht mehr eine so deutliche Erhöhung der Aktivitäten zu beobachten ist. Auch ist an diesem Probenahmepunkt das radioaktive Gleichgewicht zu U-238 hin verschoben, was auf einen Eintrag von Uran in gelöster Form hindeutet.

Bei den nächsten beiden Punkten, 403628038 und 403628053, sind deutliche Erhöhungen der Nuklidgehalte zu beobachten, wobei das radioaktive Gleichgewicht zwischen Uran und seinen Tochternukliden keine ausgeprägte Verschiebung aufweist. Die spezifischen Aktivitäten von Uran und Radium liegen in der Mischprobe 403628053 vom Ufer des Stauteiches dabei mit 711 Bq/kg bzw. 650 Bq/kg um etwa einen Faktor 1,8 über denen der Probe 403628038. Die in [31] genannte Verschiebung des Gleichgewichtes hin zu Uran in der Probe 403628053 ist auf die ungenügende Berücksichtigung des Radonverlustes aus dem Probengefäß und die daraus folgende Unterbestimmung von Radium zurückzuführen.

Während die nächsten beiden Proben (403628040 und 403628041) ein uneinheitliches Bild – bei deutlicher bergbaulicher Beeinflussung – zeigen, unterscheiden sich die folgenden drei Punkte (403628042–44) verhältnismäßig wenig. Das Haldensickerwasser, dessen Sedimente einen deutlichen Überschuss von Uran aufweisen, was auf Transport in gelöster Form zurückzuführen ist, scheint die Sedimente im Plohnbach nicht deutlich zu beeinflussen. Die Urangelhalte werden nach dem Zufluss des Sickerwassers nicht deutlich erhöht.

Bereits der Probenahmepunkt 403628045 zeigt die Beeinflussungen durch Tailingmaterialien, die auch im Bereich des Lenkteiches zu finden sind, allerdings nicht in so deutlicher Ausprägung im Sediment. Dominierend ist hier wie auch in den Proben aus dem Abstrom des Lenkteiches die Aktivität von Th-230. Diese ist mit 4960 Bq/kg deutlich höher als die von U-238 (2650 Bq/kg) und Ra-226 (2548 Bq/kg). In diesem Bereich wurden außerdem freiliegende Tailingmaterialien gefunden, die auch das Sediment beeinflussen.

Im Abstrom des Lenkteiches wurde im Flutfolgenprojekt die Stelle 7112002 beprobt. Außerdem wurde im Jahr 2004 für einige Wochen eine Sedimentfalle ausgebracht, um das frische schwebstoffbürtige Sediment zu analysieren. Beide Proben zeigen den Überschuss von Th-230, der auf die Tailingmaterialien aus dem Lenkteich hindeutet. Der im Vergleich zu diesen Tailingmaterialien zu hohe Urangelhalt deutet an, dass aber auch die Adsorption von gelöstem Uran eine Rolle spielt.

Göltzsch

Alle Sedimentproben aus der Göltzsch vor dem Zufluss des Plohnbaches zeigen spezifische Aktivitäten im geogenen Bereich. Nach Zufluss des Plohnbachs ist jedoch eine Erhöhung der Aktivitäten zu beobachten. Auch hier wurde im Bereich der Probenahmestelle 7112001 eine Sedimentfalle ausgebracht. Diese wies um einen Faktor 4–6 höhere Aktivitäten als die Probe 7112002 auf, so dass auch weiterhin von einem Austrag aus dem Lenkteich auszugehen ist. Der Einfluss von Tailingmaterialien ist auch im weiteren Verlauf der Göltzsch am Probenahmepunkt 403629641 anhand der Verschiebung des radioaktiven Gleichgewichtes nachweisbar. Eine an diesem Punkt ausgebrachte Sedimentfalle ist jedoch bei einem Hochwasser zerstört worden, so dass keine Analyse des frischen Schwebstoffes erfolgen konnte.

8.1.5 Bodenproben

Die Messergebnisse der fünf Bodenproben, die alle in den Arbeiten zu [88] genommen wurden, sind in Abbildung 8.9 grafisch dargestellt, die Werte finden sich in Tabelle A.13.

Geogene Böden

Bei der Bodenprobe „Lengenfeld“ handelt es sich um eine Probe geogenen Bodens, die im Rahmen von [88] zusammen mit Proben von bergbaulich unbeeinflussten Böden aus anderen Verdachtsflächen entnommen wurde. Erwartungsgemäß ergaben sich spezifische Aktivitäten der natürlichen Radionuklide, die mit denen der geogenen Sedimente vergleichbar sind.

Für die geogenen Böden sind statistische Daten in Tabelle 8.3 dargestellt. Mit 60–70 Bq/kg für U-238, Ra-226 und Pb-210, etwa 3 Bq/kg für U-235 und Ac-227 sowie etwa 50 Bq/kg für Ra-228 und Th-228 sind die Mittelwerte etwas höher als die allgemeinen Hintergrundwerte der Berechnungsgrundlagen Bergbau für die Gesamtfraktion (vergleiche [88]). Auffällig sind jedoch

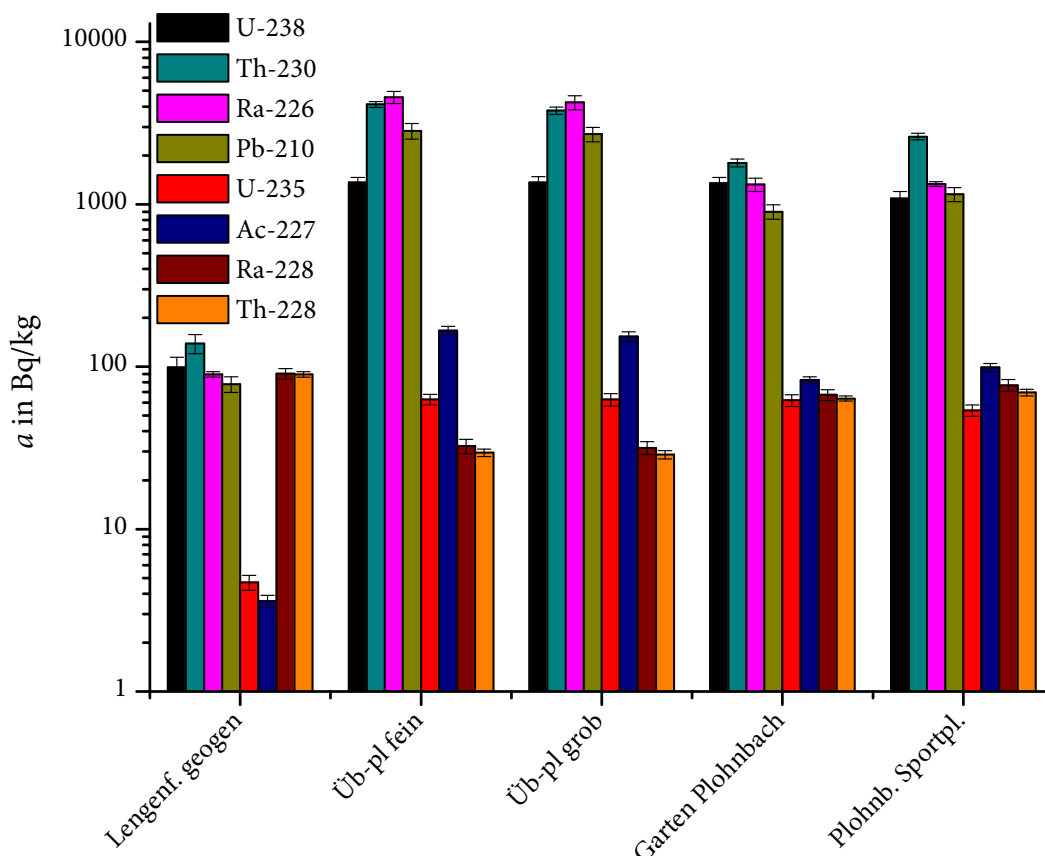


Abbildung 8.9: Aktivitäten in den Bodenproben

die deutlich höheren Resultate für Th-230, das bei geogenen Aktivitäten offensichtlich systematisch zu hoch bestimmt wird. Dies ist dargestellt in Abbildung 8.10. Da bei geogenen Böden kein Grund für eine Anreicherung denkbar ist, kann davon ausgegangen werden, dass die Ursache hierfür in der niedrigen Photonenemissionswahrscheinlichkeit der 67,7-keV-Gammastrahlung und der resultierenden schwachen Ausprägung der Linie im Gammaspektrum liegt. Dies führt dazu, dass bei der Linienauswertung mit GAMMAW die Anpassung einer Gaussfunktion nicht optimal funktioniert. Für die Einschätzung des geogenen Hintergrundes ist daher die Annahme eines radioaktiven Gleichgewichtes zwischen U-238, Th-230 und Ra-226 plausibel und würde bei der Modellierung von Strahlenexpositionen mit Untergrundabzug, falls doch eine höhere Th-230-Aktivität in geogenen Böden vorliegt, zu einer Überschätzung der Exposition führen.

Im Vergleich mit den von der GRS [40] angegebenen Werten fallen die hier gemessenen Mittelwerte für Ra-226 und U-238 etwas niedriger aus, der für Pb-210 etwas höher. Die Messungen von Pb-210 in den Arbeiten der GRS fallen allerdings nach eigener Einschätzung zu niedrig aus [40]. Die Annahme eines Hintergrundwertes von 50 Bq/kg für Nuklide der Uran-Radium-Zerfallsreihe in den Berechnungsgrundlagen Bergbau ist als leicht konservativ einzuschätzen.

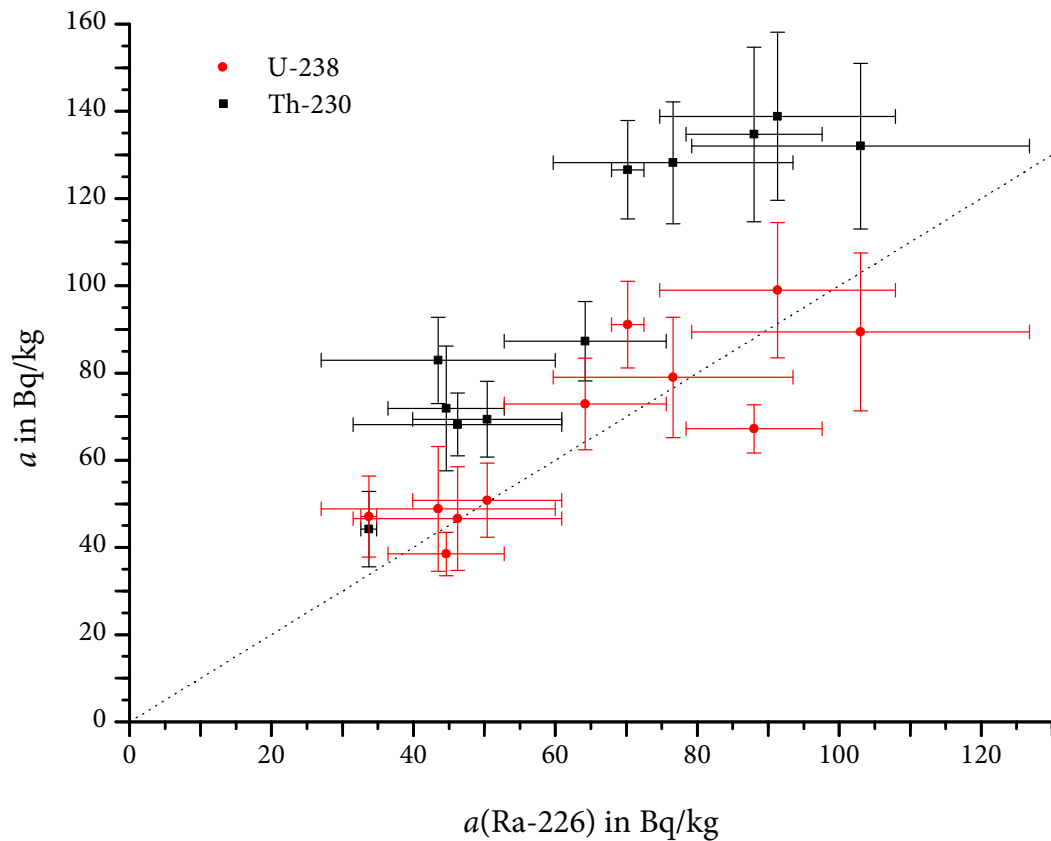


Abbildung 8.10: Zusammenhang zwischen Ra-226 und U-238 bzw. Th-230 in geogenen Böden aus Sachsen

Übungsplatz

Aus dem Teil des ehemaligen Polizeiübungsplatzes, der von Jugendlichen als Motocrossstrecke genutzt wurde, liegen zwei Fraktionen einer Bodenprobe vor: die Probe „grob“ enthält die Fraktion <2 mm und die Probe „fein“ die Fraktion $<0,5$ mm. Die Aktivitätsgehalte beider Proben unterscheiden sich dabei nicht signifikant voneinander, lediglich die Aktivität von Th-230 liegt in der Probe „fein“ mit 4,1 Bq/g um etwa 10 % höher als in der Probe „grob“ mit 3,8 Bq/g. Auffällig ist im Vergleich zum Lenkteich, dass in dieser Probe Th-230 nicht die höchste Aktivität aufweist, sondern im Gleichgewicht mit Ra-226 steht. Der Quotient U-238/Ra-226 beträgt in der Fein- bzw. in der Grobprobe 0,30 bzw. 0,32, der Quotient U-238/Th-230 beträgt 0,33 bzw. 0,36. Diese liegen signifikant höher als in den Proben vom Lenkteich und zeigen zusammen mit den im Vergleich zum Lenkteich um einen Faktor 10 niedrigeren Aktivitäten, dass es sich um ein grundsätzlich anderes Material handelt. Mit der Information in [18], dass im Plohnbachtal die Rückstände der nassmechanischen Aufbereitung abgelagert wurden, passen diese Befunde hervorragend zusammen. Es kann davon ausgegangen werden, dass es sich um die Rückstände der Uranerzaufbereitung handelt, und auch der in [18] angegebene Extraktionsgrad von etwa 70 % für nassmechanische

Tabelle 8.3: Statistische Daten von elf geogenen Bodenproben aus Sachsen

	U-238	Th-230	Ra-226	Pb-210
Arithm. Mittel	66,4 ± 21,2	98,8 ± 34,0	64,7 ± 22,9	70,0 ± 19,5
Geom. Mittel	63,3 · 1,4 ^{±1}	92,7 · 1,5 ^{±1}	61,0 · 1,4 ^{±1}	67,5 · 1,3 ^{±1}
Minimum	38,5	44,2	33,7	43,3
Median	67,2	87,3	64,2	73,5
Maximum	99,0	139	103	109
MW Lit.[40]	81 ± 31		80 ± 29	52 ± 18
Anomalieschwelle nach [40]	143		138	87
BGBergbau[106, 109]	50	50	50	50
	U-235	Ac-227	Ra-228	Th-228
Arithm. Mittel	3,0 ± 1,0	2,6 ± 0,8	50,1 ± 15,5	49,7 ± 15,5
Geom. Mittel	2,9 · 1,4 ^{±1}	2,5 · 1,4 ^{±1}	48,4 · 1,3 ^{±1}	47,9 · 1,3 ^{±1}
Minimum	1,8	1,6	35,2	34,9
Median	3,1	2,5	44,6	44,5
Maximum	4,6	3,8	90,5	89,7
MW Lit. [40]	4 ± 1	8 ± 7	61 ± 22	
Anomalieschwelle nach [40]	7	22	105	
BGBergbau[106, 109]	2	2	40	40

Verfahren passt ausgezeichnet zu den vorliegenden U-238/Ra-226-Verhältnissen.

Die Gehalte von Pb-210 in den Proben sind mit 2,7–2,8 Bq/g deutlich niedriger als die Gehalte von Ra-226. Dies ist vermutlich auf Radonverlust aus dem sandigen Material zurückzuführen. Die spezifischen Aktivitäten von Ra-228 und Th-228 sind mit 32 Bq/kg bzw. 29 Bq/kg sehr niedrig und stehen in dieser Probe vermutlich mit Th-232 im Gleichgewicht.

Kleingarten

Die Mischprobe aus einem Kleingarten am Plohnbach südlich der B94 stammte aus dem Tiefenbereich 0–10 cm, wobei die gesamte Kleingartenfläche mit einbezogen wurde [88]. Wie auch die Probe „Plohnbach Sportplatz“, die aus dem Uferbereich des Plohnbachs im Abstrom des Kleingartens nahe dem Sportplatz in Lengenfeld stammt, weist sie deutliche Kontaminationen auf. Die Aktivitäten von U-238 und Ra-226 betragen in beiden Proben etwa 1,3 Bq/g. Auffällig ist auch hier die höhere Aktivität von Th-230, die in der Probe aus dem Kleingarten 1,8 Bq/g und in der Probe vom Ufer am Sportplatz 2,6 Bq/g beträgt. Diese charakteristische Erhöhung, die auch in den Sedimenten aus diesem Bereich zu finden ist, lässt auf eine Kontamination mit Tailingmaterial aus dem Lenkteich schließen. Da jedoch im Gegensatz zu den Proben aus dem Lenkteich die spezifischen Aktivitäten von U-238 mit denen von Ra-226 übereinstimmen, scheint die Kontamination mit Tailingmaterial in partikulärer Form nicht der einzige Mechanismus zu sein. Auch der Eintrag von Uran in gelöster Form scheint daher eine Rolle zu spielen. Eine denkbare Ursache hierfür

könnte zum Beispiel die Bewässerung mit Wasser aus dem Plohnbach sein.

8.1.6 Zusammenfassende Betrachtung

Emissionen und Rückstände aus der Uranerzaufbereitung haben in der Verdachtsfläche Lengenfeld zu erheblichen Kontaminationen geführt. Zu unterscheiden sind der Bereich der Süd- und Nordhalde, auf dem sich ein ehemaliger Polizeiübungsplatz befindet, vom Bereich des Plohnbachs und des Lenkteiches.

Auf den Halden wurden im wesentlichen Armerz und Rückstände aus der hydromechanischen Aufbereitung abgelagert. Die Plohnbachaue und der Lenkteich sind dagegen massiv mit Rückständen aus der chemischen Aufbereitung (Tailingmaterial) kontaminiert. Auch im Abstrom des Lenkteiches sind in einem Kleingarten massive Kontaminationen feststellbar.

In den vorliegenden Proben aus dem Lenkteich konnte festgestellt werden, dass es in dem dort abgelagerten Tailingmaterial zu einem Verlust von Radium gekommen sein muss. Die Ursache hierfür ist unklar, da das Radium bei den angewendeten Verfahren zur Uranextraktion im Rückstand hätte verbleiben müssen. Da aber alle Proben aus einem freiliegenden Hang am Plohnbach stammten, ist es denkbar, dass ein stetiger Austrag stattgefunden hat. Weiteren Aufschluss über die Ursache könnten Untersuchungen aus Bohrkernen oder Tiefenprofilen in der Mitte des verlandeten Teiches geben.

Zur Ableitung von Expositionsszenarien und zur Dosismodellierung wird auf Kapitel 9 verwiesen.

8.2 Kirgisistan

8.2.1 Untersuchungen

In Zusammenarbeit mit der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) wurden im Rahmen des BMZ-Projektes „Minderung der Gefahren von erdbebensgefährdeten Uranbergbau-Altlasten in Mailuusu, Kirgisistan“ Wasser- und Feststoffproben untersucht. Ziel des Projektes ist, in Mailuusu ein Programm zur Grund- und Trinkwasserüberwachung sowie Maßnahmen zur Reduzierung der Strahlenexposition der lokalen Bevölkerung zu etablieren [15]. Hierzu wurden Wasser- und Feststoffproben auf ihre Radionuklidgehalte hin untersucht. Zum Zwischenstand des Projektes siehe [120].

8.2.2 Tailingmaterialien

Die im Bereich um Mailuusu abgelagerten Tailingmaterialien stellen die Kontaminationsquelle für das Gewässersystem im diesem Bereich dar. Bereits in den 1960er Jahren waren uranhaltige Sickerwässer bekannt. Auch ein Dammbruch von Tailing 7 mit der Verlagerung radioaktiven Materials ist bekannt [117].

Von der BGR wurden fünfzehn Proben aus Bohrungen in verschiedenen Tailings sowie eine Oberflächenprobe bereitgestellt:

- *Tailing 3, Bohrung 304* mit Proben aus 5 m, 8 m, 14 m und 17 m Tiefe. Von der Oberfläche von Tailing 3 wurden zunächst 3,3 m Abdeckmaterial und 20 cm Beton durchbohrt. Nach weiteren 0,5 m Abdeckmaterial stieß man auf feinkörniges Tailingmaterial. Wasser wurde in 6 m Tiefe vorgefunden.
- *Tailing 3, Bohrung 305* mit Proben aus 6 m, 9,7 m, 12 m und 17,8 m Tiefe. Bevor man auf Tailings stieß, wurden 2,3 m Abdeckmaterial, 30 cm Beton und weitere 1,9 m Abdeckmaterial durchbohrt. In einer Tiefe von 17,4 m wurde Grundmaterial gefunden.
- *Tailing 7, Bohrung 701* mit Proben aus 4 m, 6 m, 8 m, 12 m und 21 m Tiefe. Nach 1,5 m Abdeckmaterial wurden Tailings gefunden, ab 13 m mit Sand vermischt. Grundgestein wurde ab 19,5 m Tiefe durchbohrt.
- Aus *Tailing 3, Bohrung 306* lag eine Mischprobe aus 3 m und 4,5 m Tiefe vor.
- Aus *Tailing 3, Bohrung 307* lag eine Probe aus 12 m Tiefe vor.
- Eine *Oberflächenprobe SS8T6* lag vor.

Diese Proben wurden im Rahmen der Untersuchungen zum TACIS-Bericht [117] im September 2001 genommen. Von der BGR wurden Analysen auf verschiedene inaktive Elemente und Verbindungen durchgeführt. Auf diese soll – mit Ausnahme der Barium-Gehalte – in dieser Arbeit nicht weiter eingegangen werden.

Die Messdaten finden sich in Tabelle A.15. Nach Angaben in [117] wurden die früheren Untersuchungen der Tailingmaterialien bei einem kirgisischen Subunternehmer durchgeführt. Die Ergebnisse waren dabei nicht konsistent mit Kontrollanalysen von SCK•CEN. Außerdem liegen

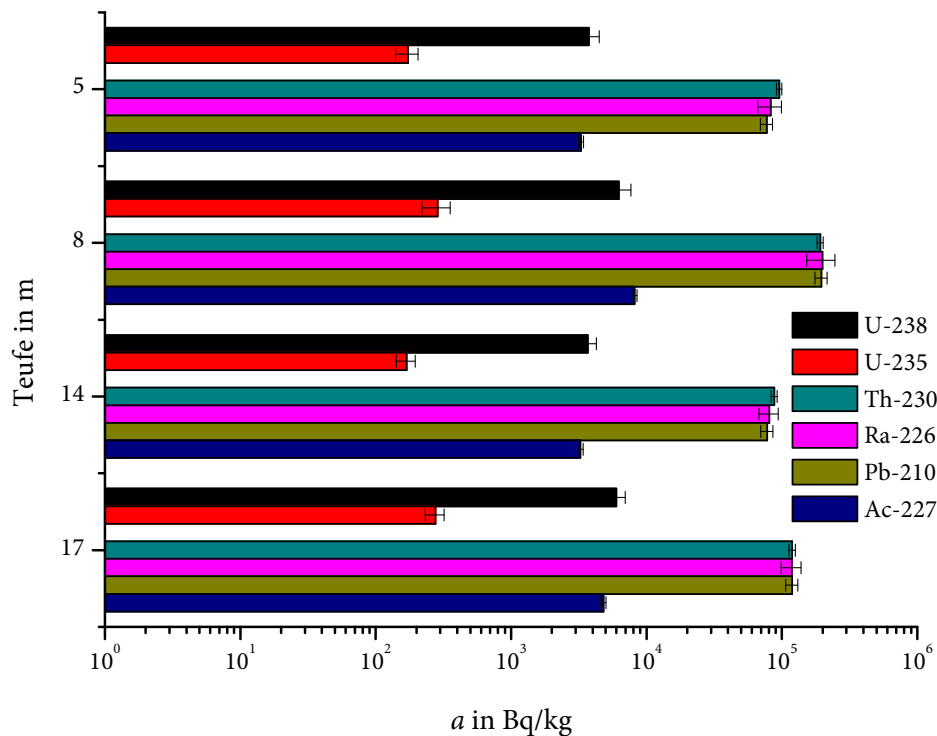


Abbildung 8.11: Messergebnisse Tailingbohrung TBB304

über die Analysenmethoden von Ra und Pb keine Angaben vor. Ein Vergleich mit den Werten aus früheren Analysen ist daher wenig sinnvoll. Zur Interpretation siehe auch Kapitel 8.1.3.

Tailing 3, Bohrung 304

Die Ergebnisse für Bohrung 304 sind in Abbildung 8.11 dargestellt. Nach den Angaben in [117] stammen die Proben aus 5–14 m Teufe aus einer einheitlichen Schicht sehr feinkörnigen Materials, die Probe aus 17 m aus einer tieferliegenden Schicht, die sich durch gröbere Körnung auszeichnet.

In sämtlichen Proben sind die Folgeprodukte Th-230, Ra-226 und Pb-210 im Gleichgewicht und gegenüber U-238 deutlich dominierend, was typisch für Tailingmaterialien ist. Die Aktivitäten von Ra-226 lagen im Bereich 81–200 Bq/g, die von U-238 im Bereich 3,7–6,2 Bq/g.

Das Aktivitätsverhältnis von U-238 und Ra-226 beträgt im Mittel $0,043 \pm 0,008$ und stimmt sehr gut mit dem Aktivitätsverhältnis von U-235 und Ac-227 überein, dessen Mittelwert sich in den Proben aus Bohrung 304 zu $0,049 \pm 0,010$ ergibt. Der Extraktionsgrad des Urans beträgt also über 95 %. Dieser Wert liegt deutlich höher als der in [54] genannte Extraktionsgrad von 40–75 %. Die Ablagerung von Rückständen auf Tailing 3 wurde jedoch bis 1958 durchgeführt [117], und aus Lengenfeld ist bekannt, dass auch zu dieser Zeit schon über 90 % des Urans extrahiert werden

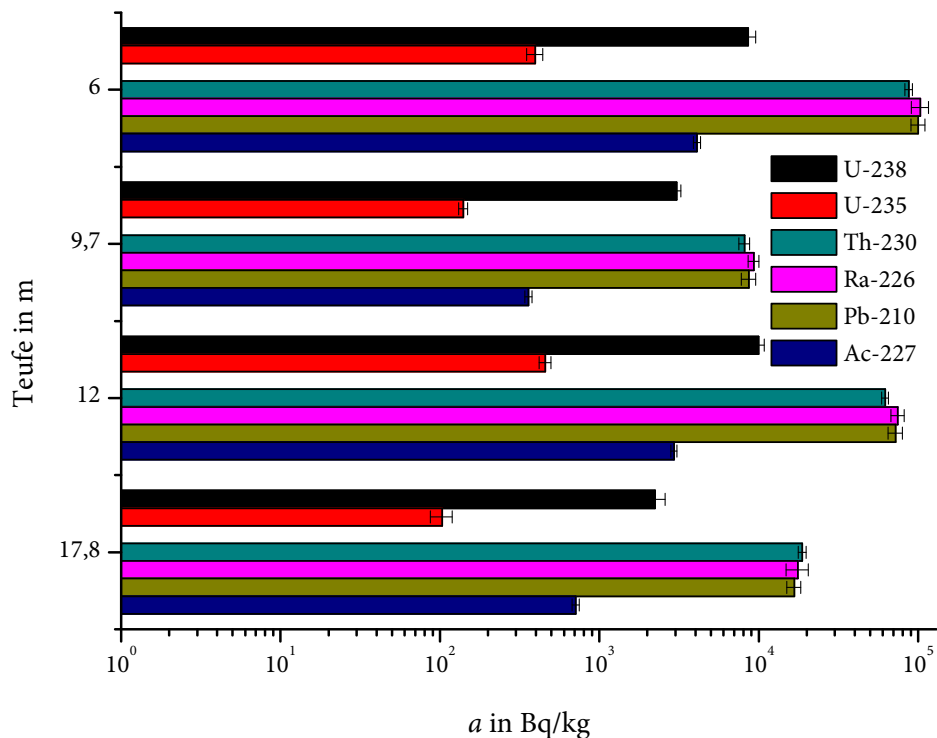


Abbildung 8.12: Messergebnisse Tailingbohrung T305

konnten (vergl. Kapitel 8.1.3). Da die Bohrung im oberen Bereich des Tailings durchgeführt wurde, handelt es sich um Material aus einer späten Betriebsphase, so dass der Extraktionsgrad plausibel ist.

Insgesamt zeigen die Proben der Bohrung 304 zwar Schwankungen in den spezifischen Aktivitäten, die Nuklidverhältnisse sind jedoch sehr homogen.

Tailing 3, Bohrung 305

Abbildung 8.12 zeigt die Messergebnisse der Proben aus Bohrung 305. Obwohl die Proben aus 6–12 m Teufe aus ähnlichem Material stammen wie die Proben aus Bohrung 304, sind die Ergebnisse deutlich uneinheitlicher. So betragen die spezifischen Aktivitäten von U-238 in den oberen drei Proben 3,0–9,9 Bq/g, die von Ra-226 sogar 9–103 Bq/g. Die Aktivitätsverhältnisse von U-238 und Ra-226 liegen im Bereich 0,08–0,33. Dies kann ein Hinweis auf unterschiedliches Erz, das zur Extraktion von Uran eingesetzt wurde, sein. Dies wird durch die Information, dass in Mailuusuu Erz aus verschiedensten Gebieten des früheren Ostblocks verarbeitet wurde [117], gestützt. Ein Extraktionsgrad von nur 67 % wäre zwar gering, aber für die frühen Jahre der Aufbereitung nicht ungewöhnlich.

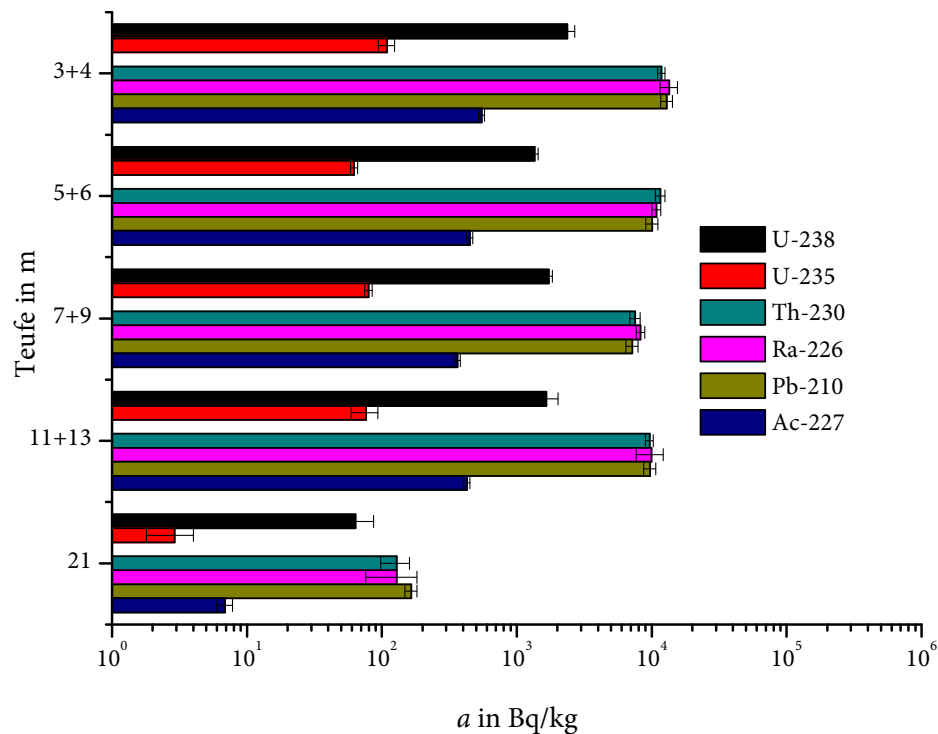


Abbildung 8.13: Messergebnisse Tailingbohrung T701

Für die Probe aus 17,8 m Teufe kann nicht ausgeschlossen werden, dass sie frei von Grundgestein ist [117]. Die Nuklidgehalte und -verhältnisse belegen dies jedoch nicht. Die Probe ist mit der aus 9,7 m Teufe vergleichbar.

Tailing 7, Bohrung 701

Die Proben aus Bohrung 701 stammen aus Tailing 7, das stromaufwärts von Mailuusuu und Tailing 3 liegt und die Rückstände einer anderen Aufbereitungsanlage aufgenommen hat. Die Ergebnisse sind in Abbildung 8.13 dargestellt.

Sofort auffällig ist, dass die spezifischen Aktivitäten von Th-230, Ra-226 und Pb-210 in den oberen vier Proben um etwa einen Faktor 10 niedriger liegen als in den Proben aus Bohrung 304 und 305: Sie betragen 1,4–2,4 Bq/g für U-238 und 8,3–13,5 Bq/g für Ra-226. Dies entspricht Extraktionsgraden von 79–87 %. Die Uranfolgeprodukte Th-230, Ra-226 und Pb-210 befinden sich auch hier wieder im radioaktiven Gleichgewicht.

Die Probe aus 21 m Teufe unterscheidet sich wiederum deutlich von den anderen Proben aus dieser Bohrung. So sind nicht nur die spezifischen Aktivitäten von Th-230, Ra-226 und Pb-210 mit 130–160 Bq/kg und von U-238 mit 64 Bq/kg deutlich niedriger, auch das Aktivitätsverhältnis von

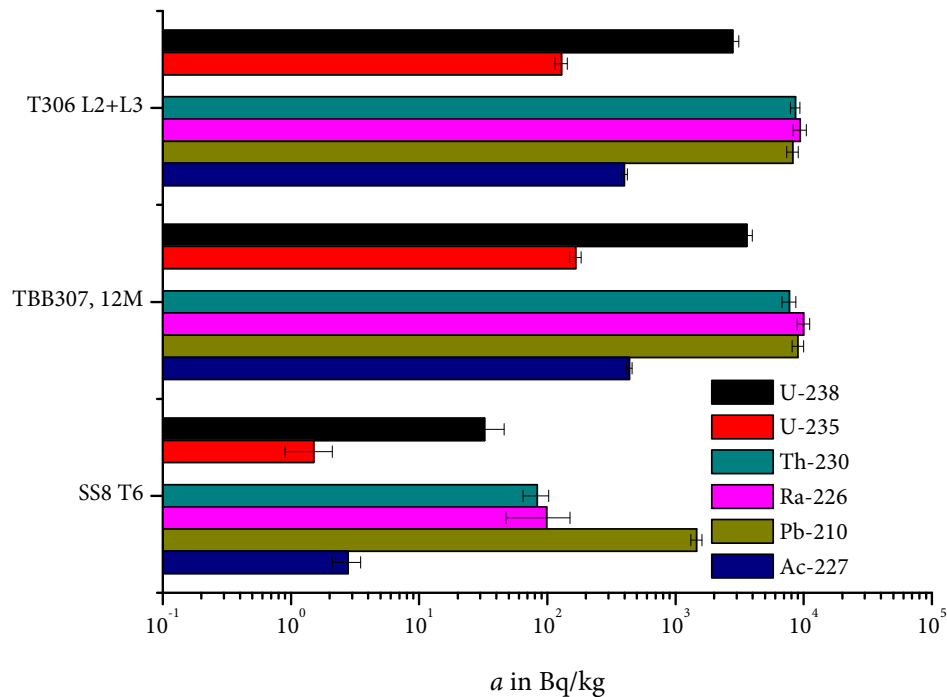


Abbildung 8.14: Messergebnisse sonstige Tailingmaterialien

U-238 und Ra-226 ist mit etwa 0,5 deutlich anders als in den oberen Schichten. Bei dieser Probe handelt es sich um das unter dem Tailing liegende Grundgestein, möglicherweise geringfügig mit Tailingmaterial versetzt. Die im Vergleich zu den Folgeprodukten zu niedrigen Urangelhalte können auch durch Auslaugung verursacht worden sein.

Sonstige Proben

Die Proben T306 L2+L3 und TBB307,12M stammen aus zwei weiteren Bohrungen in Tailing 3. Sie weisen jedoch geringere Nuklidgehalte auf als die Proben aus den Bohrungen 304 und 305. Die spezifische Aktivität von U-238 beträgt 2,8–3,6 Bq/g, die von Ra-226 beträgt 7,7–8,6 Bq/kg. Zusammen mit den Uran-Extraktionsgraden von 70 % bei der Probe T306 L2+L3 und 64 % bei der Probe TBB307,12M weist dies auf ältere Materialien aus der Anfangszeit der Uranerzaufbereitung in Mailuusuu hin. Dies erscheint plausibel, da die Bohrungen im unteren Teil des Tailings 3 vorgenommen wurden.

Die Probe SS8T6 ist eine Probe von Oberboden. In [117] sind allerdings keine Informationen darüber zu finden, von wo diese Probe stammt, so dass aufgrund der Bezeichnung nur vermutet werden kann, dass sie von Tailing 6 stammt. Die spezifischen Aktivitäten von U-238 und Ra-226 sind mit 32 Bq/kg bzw. 99 Bq/kg relativ niedrig. Auffällig ist jedoch die überaus hohe Aktivität

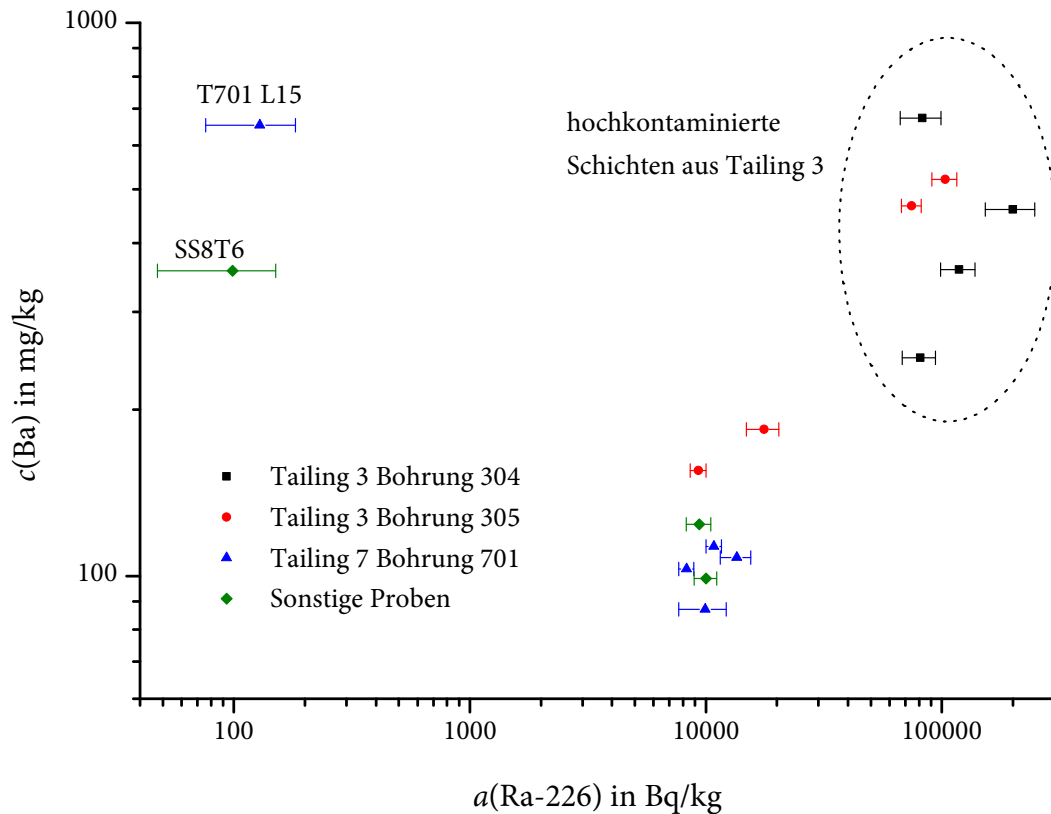


Abbildung 8.15: Zusammenhang zwischen Ra-226 und Barium in den Tailingproben

von Pb-210 mit (1462 ± 148) Bq/kg. Über die Ursache hierfür kann jedoch wegen der fehlenden Informationen über die Probe keine Aussage getroffen werden.

Zusammenhang zwischen Radium und Barium

Abbildung 8.15 zeigt den Zusammenhang zwischen den gemessenen Ra-226-Aktivitäten in den Tailingproben und den Ergebnissen für Barium, das durch die BGR gemessen wurde. Es fällt auf, dass mit Ausnahme der Proben T701 L15 und SS8T6 eine Korrelation von Radium und Barium zu erkennen ist. Die hochkontaminierten Proben aus Tailing 3 sind eingekreist. Diese stammen aus zwei verschiedenen Bohrungen. Dies kann ein Hinweis sein, dass es sich um chemisch ähnliches Material handelt. Die anderen Proben mit einer Ra-226-Aktivität von etwa 10 Bq/g scheinen dagegen aus Material anderen Ursprungs zu stammen. Die Proben T701 L15 und SS8T6 können als nicht mit Tailingmaterial kontaminiert angesehen werden.

8.2.3 Wasserproben

Es wurden etwa 50 durch Mitarbeiter der BGR genommene Wasserproben bereitgestellt. Die Probenahmen erfolgten im Januar 2006, Juli 2006, September/Okttober 2006 und März/April 2007,

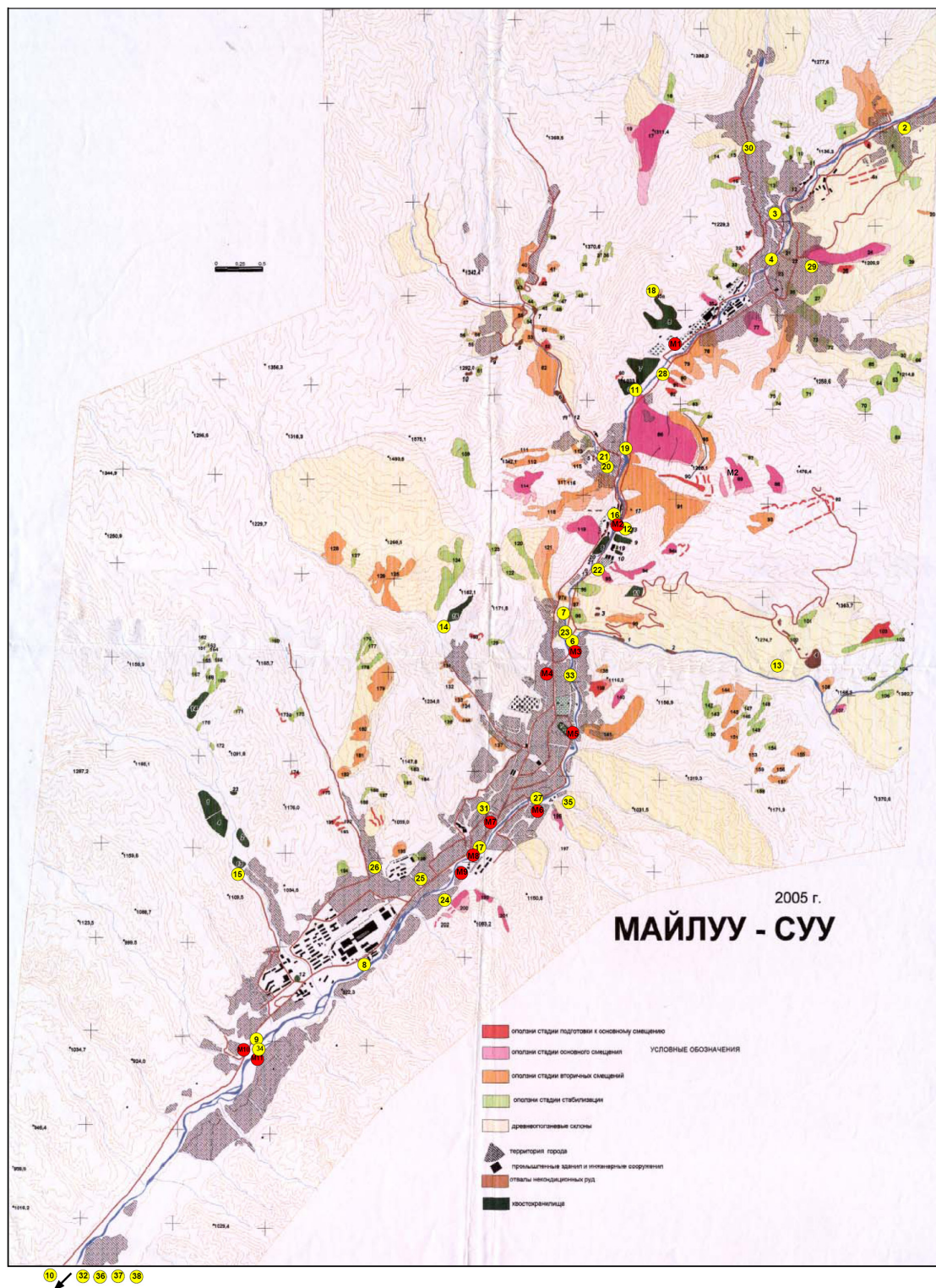


Abbildung 8.16: Wasser-Probenahmestellen in Mailuusuu [54]

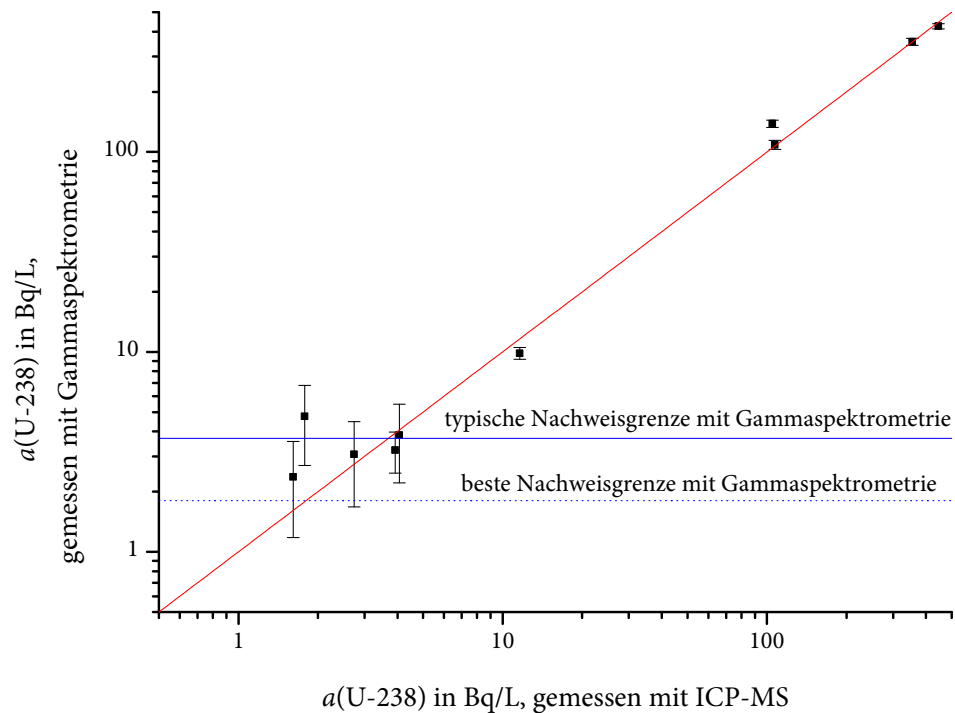


Abbildung 8.17: Vergleich der Messungen von U-238 in Wasser mit ICP-MS und Gammaspektrometrie

wobei einige Probenahmestellen im Laufe des Jahres mehrfach beprobt wurden. Die Probenahmestellen sind in Tabelle 8.4 aufgelistet. Durch die BGR wurden außerdem chemische Analysen der Wasserproben durchgeführt, darunter auch Bestimmungen der Uran- und Thorium-Gehalte.

Die Proben wurden im ZSR gammaspektrometrisch untersucht, die Ergebnisse zeigt Tabelle A.16. Außerdem wurden Analysen mit Alphaspektrometrie und LSC nach chemischer Trennung zur Bestimmung der Pb-210- und Po-210-Konzentrationen, in einigen Proben auch zur Bestimmung der Ra-226-Konzentrationen, durchgeführt [53]. Diese finden sich in Tabelle A.17. Es zeigte sich, dass die Aktivitätskonzentrationen der relevanten Nuklide in den meisten Fällen unterhalb der mit der Gammaspektrometrie erreichbaren Nachweisgrenzen lagen. Daher liefern die Messungen aus [53] wertvolle Informationen. Von der BGR liegen Werte der Konzentrationen von Uran und Thorium in den Wasserproben vor, die mit ICP-MS gewonnen wurden. Diese können leicht in Aktivitätskonzentrationen umgerechnet werden, die in Tabelle A.18 dargestellt sind. Hierbei wird angenommen, dass U-238 im Gleichgewicht mit seinem Tochternuklid U-234 und im natürlichen Aktivitätsverhältnis zu U-235 steht. Die angegebene Thorium-Konzentration kann als Konzentration von Th-232 aufgefasst werden.

Abbildung 8.17 zeigt den Vergleich der Ergebnisse von U-238 in Wasser durch ICP-MS und durch Gammaspektrometrie, wobei nur Ergebnisse über der Erkennungsgrenze berücksichtigt

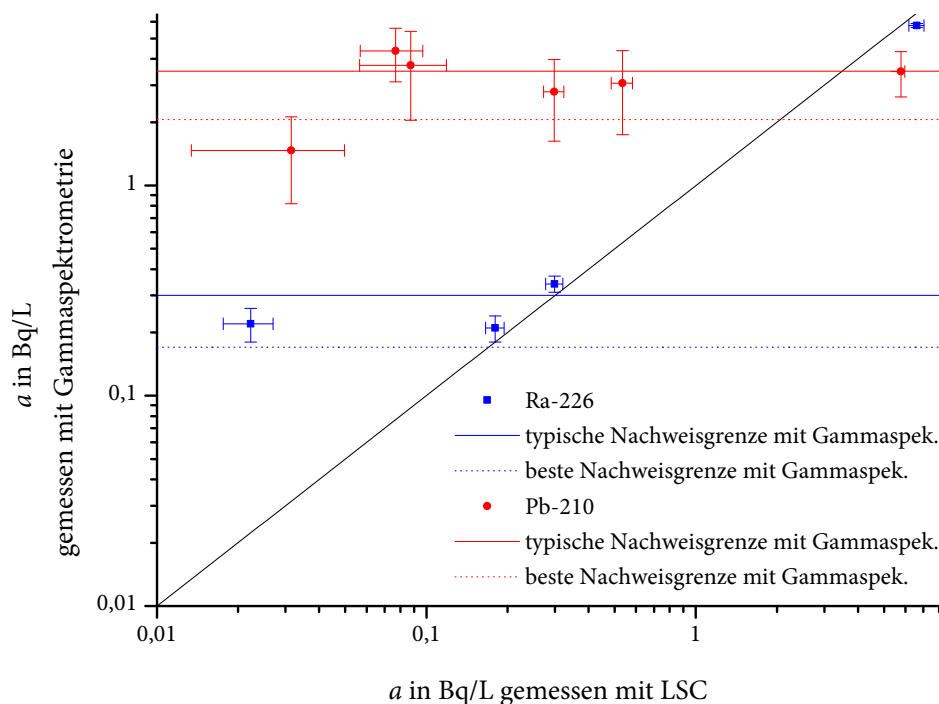


Abbildung 8.18: Vergleich der Messungen von Ra-226 und Pb-210 in Wasser mit LSC [53] und Gammaspektrometrie

wurden. Dies war jedoch nur in elf der untersuchten 39 Wasserproben der Fall. In der Grafik ist zu erkennen, dass die mit den verschiedenen Messverfahren gewonnenen Ergebnisse sehr gut übereinstimmen. Für die weitere Diskussion werden daher die mit ICP-MS gewonnenen Messergebnisse für die Uranisotope verwendet, ebenso für das mit der Gammaspektrometrie nicht erfassbare Th-232.

Abbildung 8.18 zeigt den Zusammenhang der mit zwei verschiedenen Messmethoden gewonnenen Ergebnisse für Ra-226 und Pb-210. Auch hier wurden nur Ergebnisse über der Erkennungsgrenze berücksichtigt.

Ra-226 wurde mit LSC nur in 21 Proben bestimmt, und nur in vier Proben lagen die Messergebnisse sowohl mit LSC als auch mit Gammaspektrometrie über den jeweiligen Nachweisgrenzen. Dabei lagen die mit LSC erzielten Nachweisgrenzen um etwa einen Faktor 20 unter den mit Gammaspektrometrie erreichbaren. In der Abbildung ist zu erkennen, dass beide Messverfahren bei den höheren Aktivitätskonzentration übereinstimmende Ergebnisse liefern. Für die Probe mit der niedrigsten über der Erkennungsgrenze liegenden Aktivität ergibt die Messung mit Gammaspektrometrie einen deutlich zu hohen Wert. Die Messung per LSC ist empfindlicher und liefert bessere Ergebnisse, so dass diese – sofern vorhanden – für die Diskussion verwendet werden.

Auch für Pb-210 lagen nur in sechs Proben die Ergebnisse beider Messverfahren über der jeweili-

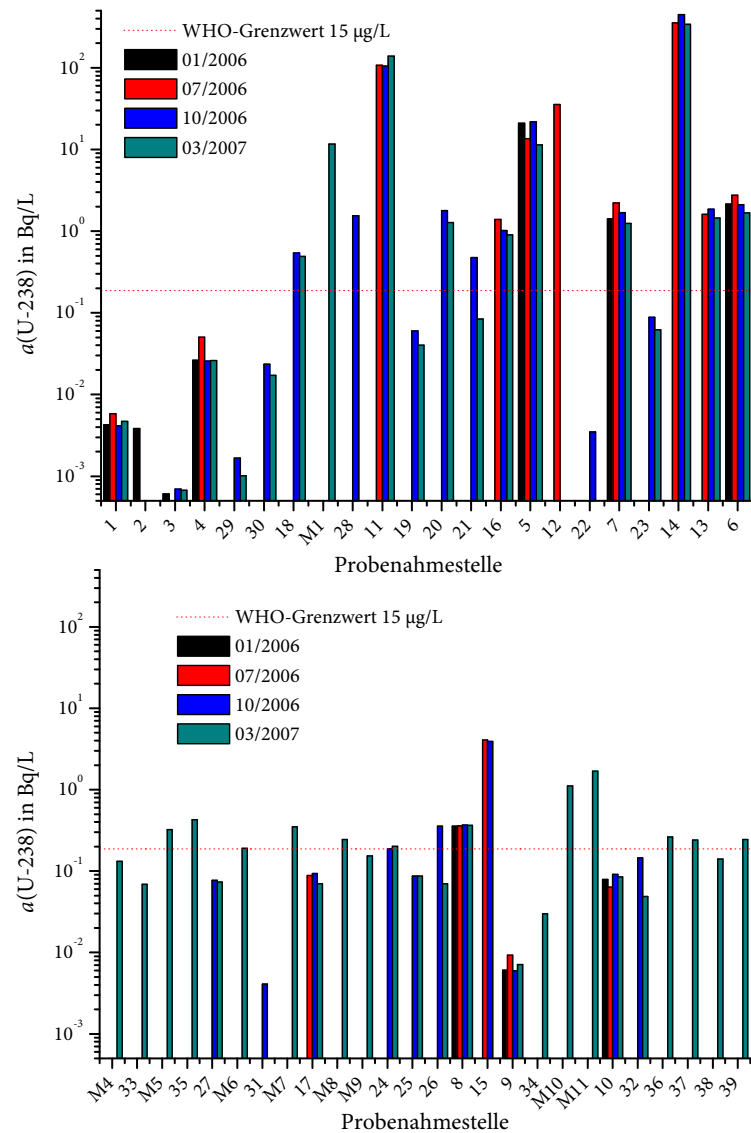


Abbildung 8.19: Aktivitätskonzentrationen von U-238 in Wasserproben aus Mailuusuu

gen Erkennungsgrenze. Die Messung per LSC liefert dabei um zwei Größenordnungen niedrigere Erkennungs- und Nachweisgrenzen. Darüberhinaus stimmen die Ergebnisse der Gammaskpektrometrie, die in Abbildung 8.18 dargestellt sind, nicht mit den Ergebnissen der LSC-Messungen

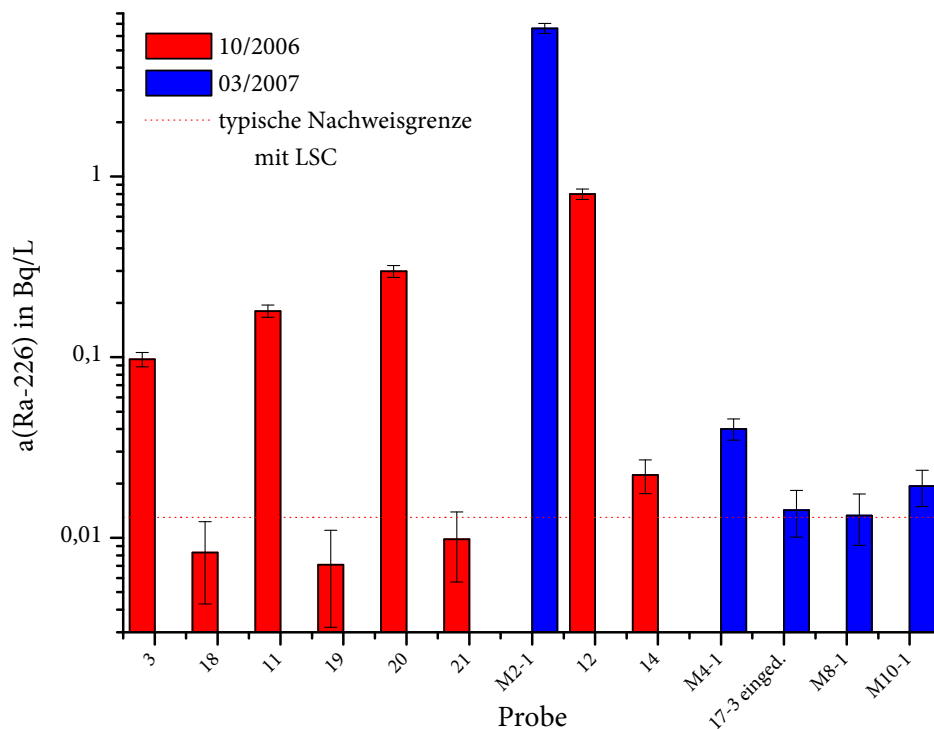


Abbildung 8.20: Aktivitätskonzentrationen von Ra-226 in Wasserproben aus Mailuusuu

überein. Dies ist ein Resultat der sehr problematischen Messung von Pb-210, insbesondere bei niedrigen Aktivitätskonzentrationen, so dass für eine verlässliche Bestimmung dieses Nuklids ein anderes Messverfahren als die Gammaspektrometrie unabdingbar ist.

U-238

Abbildung 8.19 zeigt die Aktivitätskonzentrationen von U-238, die aus den Messergebnissen der BGR berechnet wurden. Die Reihenfolge entspricht der Lage am Mailuusay-Verlauf von Nordosten nach Süden. Zur Lage der Punkte siehe 8.16. Eingezeichnet ist außerdem der WHO-Grenzwert für Uran von 15 µg/L, der einer U-238-Aktivitätskonzentration von 0,187 Bq/L entspricht. Dieser Grenzwert basiert auf der Chemotoxizität von Uran für die Nieren [125].

Insgesamt wird dieser Grenzwert in etwa der Hälfte aller Wasserproben überschritten. Dies ist auf den Einfluss von Tailings zurückzuführen, aus denen Uran in gelöster Form ausgetragen wird. Besonders deutlich ist dieser Effekt bei Wasserproben aus dem Bereich der Tailings, was im oberen Teil der Abbildung 8.19 zu erkennen ist. Die höchsten Urangelhalte sind in Sickerwässern der Tailings (Proben 5, 11 und 14) zu finden und betragen bis über 400 Bq/L. Auch viele kleinere Bäche zeigen hohe Urangelhalte. In den Proben aus dem Mailuusay (19, 23, 27, 32–34) sind die

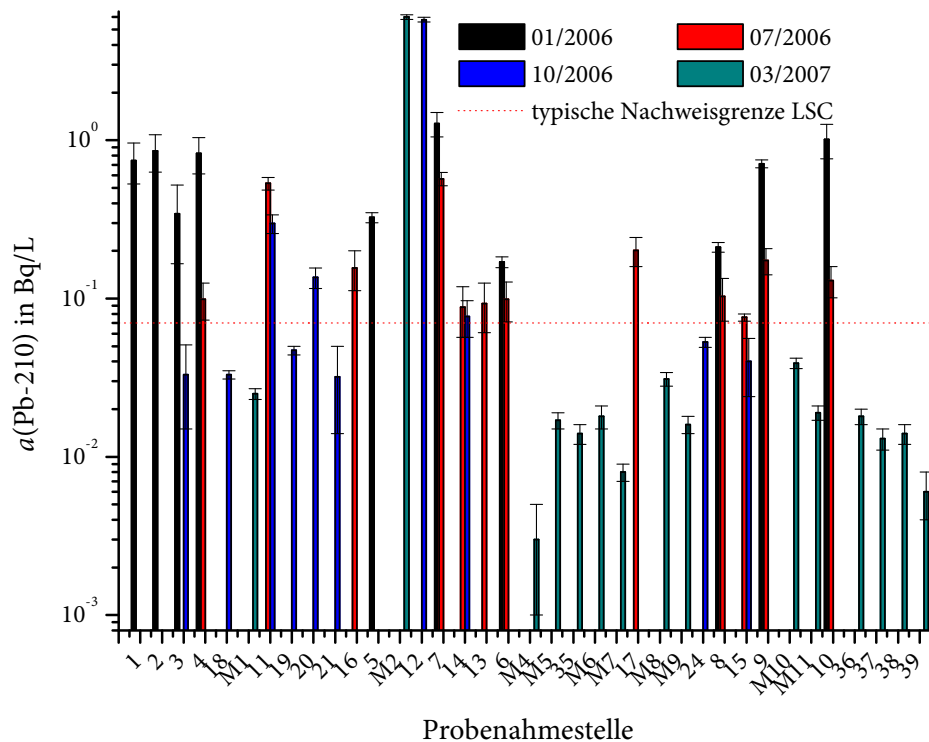


Abbildung 8.21: Aktivitätskonzentrationen von Pb-210 in Wasserproben aus Mailuusuu

Werte unter 0,187 Bq/L und somit unter dem Grenzwert, was auf Verdünnung zurückzuführen ist. Dies bestätigt im Prinzip die Angaben in [118], wonach die Urankonzentration in Wasserproben aus dem Verlauf des Mailuusay mit 1,9–7,1 µg/L, entsprechend 0,0024–0,0088 Bq/L, angegeben wird. In den in dieser Arbeit untersuchten Wasserproben waren die Konzentrationen allerdings höher.

In fast allen Grundwasserproben liegt die Konzentration von U-238 über dem WHO-Grenzwert, so dass von einer ausgeprägten Kontamination des Grundwassers auszugehen ist. Die höchsten Messwerte, die auch gammaspektrometrisch gemessen werden konnten, wurden in den Proben M1 mit 11 Bq/L und M2 mit 3 Bq/L gefunden. Der Messwert der Probe M2 wurde nur mit der Gammaspektrometrie bestimmt und ist in Abbildung 8.19 nicht dargestellt.

Ra-226

Die mit LSC gewonnenen Messwerte für Ra-226 sind in Abbildung 8.20 dargestellt. insgesamt wurden jedoch nur 21 Proben mit LSC untersucht, wobei das Ergebnis in acht Fällen unterhalb der Erkennungsgrenze lag. Die typische Nachweisgrenze lag bei etwa 0,013 Bq/L. Die höchsten

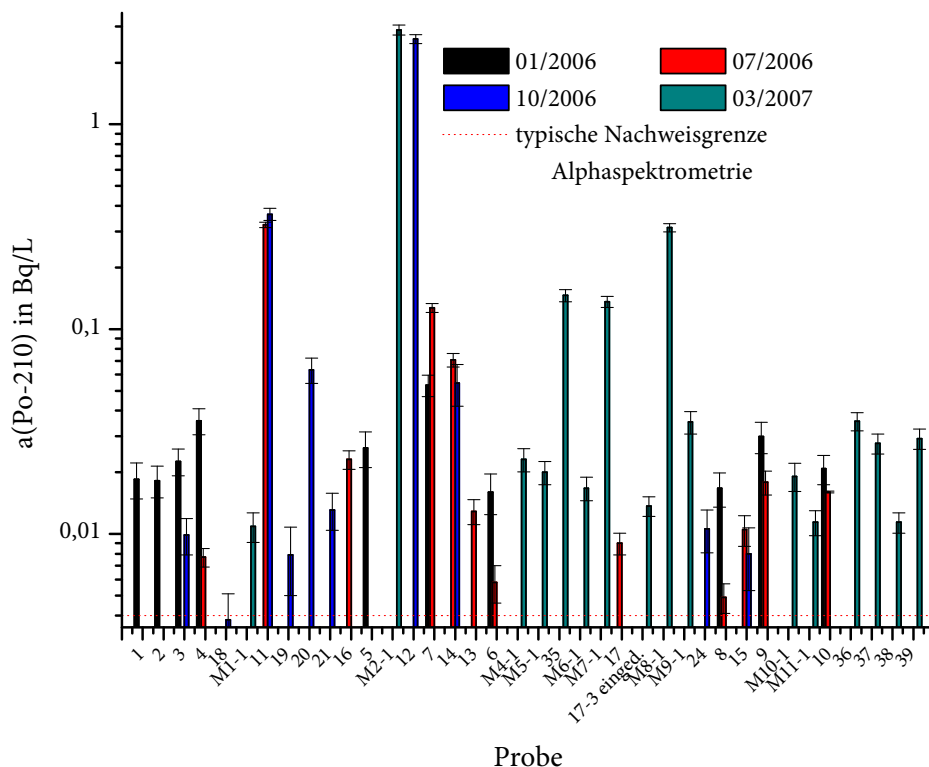


Abbildung 8.22: Aktivitätskonzentrationen von Po-210 in Wasserproben aus Mailuusuu

Werte wurden in den Proben M2 mit 6,6 Bq/L und 12 mit 0,8 Bq/L gefunden. Dies deutet darauf hin, dass aus Tailing 3 auch Radium in gelöster Form ausgetragen wird.

Darüberhinaus konnte mit der Gammaskpektrometrie in der Probe 7-2 die Aktivitätskonzentration von Ra-226 zu 2,4 Bq/L bestimmt werden. In den meisten Proben jedoch waren die Aktivitäten niedriger als die jeweiligen Nachweisgrenzen. Gammaskpektrometrisch wurden nur in den Proben 7-2 und M2 Aktivitäten oberhalb der Nachweisgrenzen gefunden. Dabei betrug die typische erreichbare Nachweisgrenze 2 Bq/L.

In [16] wird für Oberflächenwasser in Deutschland ein Wertebereich von $<0,002$ – $0,03$ Bq/L, für Grundwasser bis zu $0,4$ Bq/L angegeben. Unter der Annahme, dass im Bereich Mailuusuu ähnliche Werte normal sind, kann nur für die Proben 3, 7, 11, 12, 20 und M2 eine bergbauliche Beeinflussung durch Ra-226 angenommen werden.

Pb-210

Insgesamt wurden 48 Proben mit LSC, zum Teil auch mit Alphaspektrometrie [52] auf Pb-210 untersucht. Davon lag nur in einem Fall das Ergebnis unter der jeweiligen Erkennungsgrenze. In

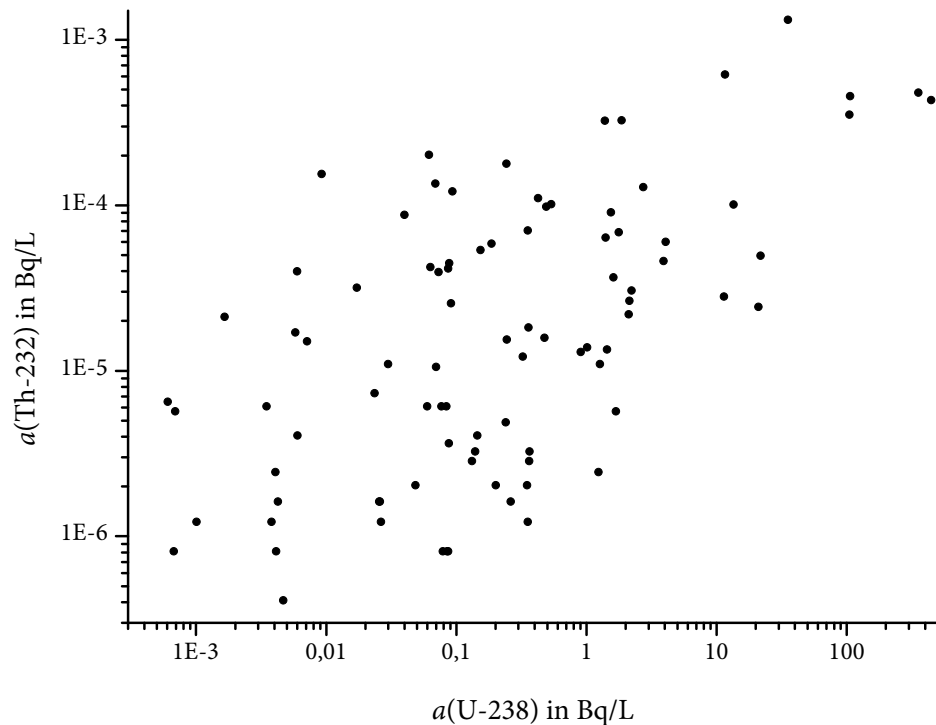


Abbildung 8.23: Zusammenhang zwischen U-238 und Th-232 in Wasserproben aus Mailuusuu

Abbildung 8.21 sind alle anderen Ergebnisse der Pb-210-Analysen dargestellt.

Es fällt sofort auf, dass die Ergebnisse der Proben von Januar 2006 höher sind als die der späteren Proben. Allerdings wiesen die Proben aus der ersten Charge mit nur etwa 100 mL deutlich geringere Volumina als die späteren Proben auf, enthielten mehr Schwebstoff und waren möglicherweise mit einer anderen Technik genommen worden, so dass eine systematische Abweichung der Ergebnisse nicht ausgeschlossen werden kann [52]. Für die weitere Diskussion bleiben die Ergebnisse von den zehn Proben der ersten Charge daher unberücksichtigt.

In den übrigen Proben wurden Pb-210-Konzentrationen von 0,03–6,0 Bq/L gemessen. Die höchsten Messwerte wiesen die Probenahmestellen 12 (das Sickerwasser von Tailing 3) und M2 (Grundwasser-Messstelle im Abstrom von Tailing 3) auf. Auch die Probenahmestellen 7 und 11 zeigen mit etwa 0,5–0,6 Bq/L bergbauliche Beeinflussungen, wobei der Messwert an Stelle 11 in einer späteren Beprobung nicht reproduziert werden konnte. Die könnte durch jahreszeitliche Schwankungen der Niederschlagsmenge verursacht sein. Auffällig ist, dass die Konzentration von Pb-210 in an der Probenahmestelle 14 relativ niedrig ist und im Bereich der übrigen Wasserproben liegt, obwohl hier die höchsten Urankonzentrationen gefunden wurden. Offensichtlich liegen in den verschiedenen Tailings unterschiedliche hydrochemische Verhältnisse vor, die Einflüsse auf die Mobilisierungen haben.

Die übrigen Proben liegen – wenn auch im oberen Bereich – innerhalb der Schwankungsbereiche, die in [16] und [114] für Trinkwasser in Deutschland angegeben werden. Sie liegen aber mit einem Median von 0,13 Bq/L über dem Richtwert, der von der WHO in [125] für Pb-210 in Trinkwasser angegeben wird.

Po-210

Alle 48 Proben wurden außerdem auf Po-210 analysiert, wobei sämtliche Ergebnisse über den jeweiligen Nachweis- und Erkennungsgrenzen lagen. Die Messergebnisse sind in Abbildung 8.22 dargestellt.

Auch hier fällt auf, dass für Probenahmestellen, von denen Proben verschiedener Lieferungen vorlagen, die Ergebnisse für die Proben von Januar 2006 höher liegen als für die Proben von späteren Zeitpunkten. Für diese Proben gilt auch das oben für Pb-210 gesagte. Sie bleiben ebenso im Folgenden unberücksichtigt.

Die Messergebnisse für Po-210 liegen in den meisten Proben niedriger als für Pb-210. Ausnahmen bilden die Probe 11-3 von Oktober 2006 sowie die Proben 35-1, 36-1, 37-1, 39-1, M4-1, M5-1, M7-1, M8-1 und M9-1 von März 2007. In diesen beträgt die Aktivität von Pb-210 nur zwischen 10 % (35-1, M8-1) und 86 % (M5-1) der Aktivität von Po-210. Die Ursache hierfür kann anhand der vorliegenden Daten nicht beurteilt werden.

Nuklide der Thoriumreihe

Für alle von der BGR untersuchten Wasserproben lagen auch Messwerte der Thoriumkonzentrationen vor, die in Aktivitätskonzentrationen von Th-232 umgerechnet werden können. Den Zusammenhang zwischen U-238 und Th-232 in den Wasserproben zeigt Abbildung 8.23. U-238 und Th-232 sind nicht korreliert. Generell lagen die Aktivitäten von Th-232 um mehrere Größenordnungen niedriger als die von U-238. Da in den Tailingmaterialien keine Nuklide der Thoriumreihe nachgewiesen werden konnten und deren spezifische Aktivitäten daher um Größenordnungen niedriger sein müssen als die von Nukliden der Uran-Reihen, und da Thorium praktisch keine lösliche Form aufweist, scheint dies plausibel. In [16] wird für Deutschland ein Schwankungsbereich für Th-232 in Grundwasser von 0,4–70 mBq/L angegeben, für Oberflächenwasser von 0,04–0,4 mBq/L. Die Ergebnisse der untersuchten Proben liegen zum Teil noch deutlich darunter.

Für Ra-228 wurde in siebzehn von 39 Proben ein Ergebnis oberhalb der Erkennungsgrenze gefunden. Ob es sich dabei um tatsächliche Konzentrationen handelt, ist fraglich. Wahrscheinlicher ist dies auf die zum Nachweis der zu erwartenden Konzentrationen unzureichende Messtechnik zurückzuführen. Für Ra-224, für das sich während der Zeit zwischen der Probenahme und der Analyse ein radioaktives Gleichgewicht mit dem Mutternuklid Th-228 eingestellt hat, wurde kein Messwert über der Erkennungsgrenze gefunden.

8.2.4 Sedimente und Oberboden

Es lagen zwei Proben von Sediment aus dem Mailusay vor, die flussabwärts von Probenahmestelle 6 und an Probenahmestelle 34 genommen wurden. Aus der Nähe der Stationen 14 und 15 wurde jeweils eine Probe von Oberflächenboden bereitgestellt. Darüber hinaus wurde eine Probe von

Sediment der Station 5 gemessen, und die Wasserprobe M7-1 enthielt genügend Sediment zur gammaspektrometrischen Analyse. Die Messergebnisse sind in Tabelle A.19 zu finden.

Die beiden Proben aus dem Mailusay sowie die Probe M7-1 wiesen niedrige Aktivitätsgehalte von 25–40 Bq/kg für Nuklide der Uran-Radium- und der Thorium-Zerfallsreihe auf. Die Zerfallsreihen befinden sich annähernd im Gleichgewicht, wobei jedoch in den Proben 34 und M7-1 mit 39 Bq/kg bzw. 56 Bq/kg der Trend zu leicht höheren U-238-Gehalten erkennbar ist. Eine bergbauliche Beeinflussung ist somit nicht auszuschließen. Die Werte insgesamt können – verglichen mit den Werten für geogene Böden und Sedimente in Deutschland (vgl. Kapitel 8.3 und [121]) – nicht als erhöht angesehen werden.

In den Oberflächenproben sind die Ergebnisse für Ra-226 und Pb-210 niedrig, die für U-238 liegen jedoch um einen Faktor 2–3 darüber. Somit scheint ein Eintrag von Uran in gelöster Form vorzuliegen. Der U-238-Gehalt in der Probe 15 liegt jedoch mit 62 Bq/kg noch in dem Bereich, der auch in geogenen Böden vorgefunden wird, die spezifische Aktivität von U-238 in der Probe 14 liegt mit 106 Bq/kg nur leicht über dem geogenen Bereich.

Das Sediment des Sickerwassers an Probenahmestelle 5 wies erwartungsgemäß hohe Nuklidgehalte auf, die denen der stark bergbaulich beeinflussten Proben aus Lengenfeld vergleichbar sind. Mit 973 Bq/kg für U-238 und 827 Bq/kg für Ra-226 herrscht kein radioaktives Gleichgewicht innerhalb der Zerfallsreihe. Aus dem Ergebnis für U-238 lässt sich eine Aktivität für U-235 von 44 Bq/kg errechnen, die ebenfalls über der Aktivität ihres Tochternuklids Ac-227 mit 39 Bq/kg liegt. Auch hier scheint also der Eintrag in gelöster Form vorzuherrschen. Der Messwert für Pb-210 ist möglicherweise zu niedrig, da für diese Probe keine Selbstabsorptionskorrektur durchgeführt wurde. Ein radioaktives Gleichgewicht zwischen Ra-226 und Pb-210 kann daher nicht ausgeschlossen werden.

Tabelle 8.4: Beschreibung der Wasser-Probenahmestellen in Mailuusuu, nach [54]

Messpunkt	Beschreibung
1	Wasserwerk Mailuusuu, 4-5 km nördlich von Mailuusuu
2	Leckage in Wasserleitung, ca. 1 km südlich des Wasserwerks
3	Artesischer Brunnen, Straße der Pioniere
4	Quelle im Stadtgebiet nahe dem Mailuusay südlich der Bushaltestelle, östliches Flussufer
5	Sickerwasser von Tailing 3 und 18, östliches Flussufer gegenüber von ISOLIT
6	Kulmin-Say nahe Zufluss in Mailuusay
7	Quelle nahe Stollen, südlich der Straße zu ISOLIT
8	Brunnen nahe Lampenfabrik, östliches Flussufer
9	Abstrom der Kläranlage, östliches Flussufer, südlich des Stadtkerns
10	Privatbrunnen in Kok-Tash
11	Sickerwasser von Tailing 5, gesammelt am südlichen Rand des Tailings Richtung Mailuusay
12	Porenwasser von Tailing 3, aus Messstelle 2 von 4 (die Mailuusuu am nächsten liegende)
13	Kleiner Bach südlich Schacht 10, fließt in Kulmin-Say
14	Sickerwasser Tailing 16
15	Sickerwasser von Tailing 13 in Ailampa-Say
16	Quelle nahe ISOLIT, fließt nach Osten in Mailuusay
17	Artesischer Brunnen nahe der Moschee
18	Bach hinter Tailing 6
19	Mailuusay stromabwärts von Tailings 5, 6 und 7
20	Quelle in Kara-Agach
21	Kara-Agach-Fluss am Ende des Dorfes
22	Artesischer Brunnen ("Pumpstation")
23	Mailuusay stromabwärts von Tailing 3
24	Brunnen im Ostteil von Mailuusuu (Ul. Tuleberdieva)
25	Artesischer Brunnen in Mailuusuu (Ul. Artesianskaya)
26	Bedre-Say, Stadtgrenze Mailuusuu
27	Mailuusay, stromabwärts von Aschwasay
28	Bach gegenüber von Tailing 7
29	Artesischer Brunnen, Sarabiya, Ul. Vostochnaya
30	Sarabiya, Abstrom von Sarabee und Akbalyk in Kogoi
31	Wasser aus Wasserversorgung
32	Mailuusay, nördlich von Kok-Tash, gegenüber St. 10
33	Mailuusay stromabwärts vom Kulmin-Say
34	Mailuusay stromabwärts von Kläranlage
35	Artesischer Brunnen, östl. Stadt
36	Brunnen in Kok-Tash
37	Brunnen in Kok-Tash
38	Artesischer Brunnen in Kok-Tash
39	Quelle in Berggebiet östl. Niefteprom
M1	GW-Messstelle, Abstrom von Tailing 6
M2	GW-Messstelle, Abstrom von Tailing 3, nahe St. 5
M4	GW-Messstelle nördlich von Mailuusuu, Westufer
M5	GW-Messstelle nahe Gastinitza Intourist
M6	GW-Messstelle, östliches Ufer
M7	GW-Messstelle, Stadtmitte (westl. Ufer)
M8	GW-Messstelle, stromabwärts der Moschee
M9	GW-Messstelle, nahe St. 24, östl. Ufer
M10	GW-Messstelle nahe Kläranlage
M11	GW-Messstelle nahe Kläranlage

Tabelle 8.5: Übersicht über die durchgeführten Wasseranalysen von Proben aus Mailuusuu

Messpunkt	Kategorie	Probenahme	Gammapek.	Pb-/Po-210 ^a	Ra-226 ^a
1	WV	01/06	-	X	-
2	WV	01/06	-	X	-
3	WV	01/06, 10/06	-, X	X, X	-, X
4	OFW	01/06, 07/06	-, X	X, X	-, -
5	SW	01/06	-	X	-
6	OFW	01/06, 07/06	-, X	X, X	-, -
7	OFW	01/06, 07/06	-, X	X, X	-, -
8	WV	01/06, 07/06	-, X	X, X	-, -
9	OFW	01/06, 07/06	-, X	X, X	-, -
10	WV	01/06, 07/06	-, X	X, X	-, -
11	SW	07/06, 10/06	X, X	X, X	-, X
12	SW	11/06	X	X	X
13	OFW	07/06	X	X	-
14	SW	07/06, 10/06	X, X	X, X	-, X
15	SW	07/06, 10/06	X, X	X, X	-, X
16	OFW	07/06	X	X	-
17	WV	07/06	X	X	-
18	OFW	10/06	X	X	X
19	OFW	10/06	X	X	X
20	WV	10/06	X	X	X
21	OFW	10/06	X	X	X
24	WV	10/06	X	X	X
35	OFW	03/07	X	X	X
36	OFW	03/07	X	X	X
37	OFW	03/07	X	X	X
38	OFW	03/07	X	X	-
39	OFW	03/07	X	X	X
M1	GW	03/07	X	X	-
M2	GW	03/07	X	X	X
M4	GW	03/07	X	X	X
M5	GW	03/07	X	X	X
M6	GW	03/07	X	X	-
M7	GW	03/07	X	X	-
M8	GW	03/07	X	X	X
M9	GW	03/07	X	X	X
M10	GW	03/07	X	X	X
M11	GW	03/07	X	X	-

OFW: Oberflächenwasser

SW: Sickerwasser

WV: Wasserversorgung

GW: Grundwasser

^a Nach [53]

9 Modellierung von Strahlenexpositionen

In diesem Kapitel werden die auf Grundlage der Berechnungsgrundlagen Bergbau [106, 109] durchgeführten Modellierungen vorgestellt. Dabei sind zunächst sämtliche Expositionspfade und die Vorschriften zu deren Modellierung erläutert. Weitere Informationen, insbesondere über den Ansatz der Berechnungsgrundlagen Bergbau und die Expositionsszenarien, finden sich in Kapitel 5.

Die Berechnungsgrundlagen Bergbau sehen ausschließlich die Modellierung mit Punktschätzern vor. Für eine realistischere Betrachtung werden in dieser Arbeit jedoch auch Variabilitäten berücksichtigt, so dass die Gleichungen nach den BerGBergbau für Monte-Carlo-Simulationen verwendet wurden.

9.1 Expositionspfade

9.1.1 Externe Bestrahlung

Die effektive Dosis E_j der Referenzperson j aus externer Bestrahlung durch Gammastrahlung des Bodens berechnet sich zu

$$E_j = f_{\text{Kon},j} \left(\dot{H}^*(10) - \dot{H}^*(10)^{\text{U}} \right) t_{\text{Exp},j} A_{\text{Ext}}, \quad (9.1)$$

wobei $t_{\text{Exp},j}$ die Aufenthaltszeit, $f_{\text{Kon},j}$ der Konversionsfaktor von Umgebungs-Äquivalentdosis in effektive Dosis, $\dot{H}^*(10)$ die Umgebungs-Äquivalentdosisleistung und A_{Ext} ein Abschirmfaktor ist. Soll bei einer Modellierung nur der bergbaubedingt erhöhte Anteil ermittelt werden, so ist die natürliche Hintergrundstrahlung $\dot{H}^*(10)^{\text{U}}$ zu berücksichtigen.

Aufenthaltszeiten

Für die Aufenthaltszeiten sind in den Berechnungsgrundlagen Bergbau Vorgabewerte als Punktschätzer angegeben, die in Tabelle 9.1 dargestellt sind.

Eine Zeit von 1000 Stunden im Jahr entspricht 2,7 Stunden pro Tag. In einer Studie von Bothe zur Bodeningestion von Kindern [10] sind auch die durchschnittlichen Spielzeiten für den Studienzeitraum Juni–Juli 2002 ermittelt worden. Diese sind in Tabelle 9.5 zu finden. Für Kinder im Alter von 1–12 Jahren betrug die Spielzeit in diesem Zeitraum 3,4–4,6 Stunden pro Tag. Während dieser Zeit herrschte jedoch sonniges Wetter mit Temperaturen von 25–32 °C [10], und es fiel kein Niederschlag. Für andere Zeiträume des Jahres mit schlechteren Wetterbedingungen dürften die Spielzeiten geringer sein. Daher sind 1000 Stunden im Jahr für Gartengebiete, aber auch für Kinderspielflächen sicherlich eine sehr konservative Annahme. Diese Konservativität bereitet für den sehr bedeutenden Expositionspfad der Direktingestion von Boden, der an die Aufenthaltszeit

Tabelle 9.1: Expositionszeiten nach Berechnungsgrundlagen Bergbau [106, 109]

Expositionsort	Referenzperson	jährliche Expositionszeit (h)
1. In Gebäuden	Bevölkerung	7000
2. Im Freien		bis 2000
dabei entfallen je nach örtlichen Gegebenheiten auf: nach Berechnungsgrundlagen Bergbau [106]		
2.1 unkultivierte Halden	<1 a	0
	1–2 a	0
	2–7 a	250
	7–12 a	250
	12–17 a	250
	>17 a	100
2.2 Gärten	Bevölkerung	1000
2.3 Straßen, Plätze u.Ä.	Bevölkerung	1000
2.4 Spielplätze, Parkanlagen u.Ä.	Bevölkerung	1000
nach Berechnungsgrundlagen Bergbau (Revisionsvorschlag) [109]		
2.1 unkultivierte Halden bzw.	<1 a	0
unkultivierte Flächen, die durch	1–2 a	100
bergbauliche Hinterlassenschaften	2–7 a	250
kontaminiert sind.	7–12 a	250
	12–17 a	250
	>17 a	100
2.2 Gartengebiete	Bevölkerung	1000
2.3 Verkehrsflächen	Bevölkerung	1000
2.4 Park- und Freizeitanlagen, n	Bevölkerung	1000
Kinderspielfläche		

gekoppelt ist, Probleme, da hier sehr leicht der Richtwert von 1 mSv im Jahr überschritten werden kann. Eine realistischere Modellierung kann dann nur durch die Verwendung realistischer Aufenthaltszeiten ermöglicht werden.

Konversionsfaktor

Der Konversionsfaktor $f_{\text{Kon},j}$ dient der Umrechnung von Umgebungs-Äquivalentdosis in effektive Dosis für die Referenzperson j . Er beruht auf der unterschiedlichen Anatomie der verschiedenen Altersgruppen. Hierbei spielen die Lage der Organe im Körper sowie geometrische Überlegungen eine Rolle: Kinder sind kleiner als Erwachsene und die Unterschiede im Körperbau bedingen unterschiedliches Absorptionsverhalten für ionisierende Strahlung [90].

Die Faktoren wurden für eine homogene Verteilung der natürlicher Radionuklide im Boden mit Bestrahlung in einer $2\text{-}\pi$ -Geometrie berechnet. Für eine isotrope Bestrahlung, wie sie in Gebäuden passiert, ist der Konversionsfaktor zwar geringfügig größer, die Abweichungen liegen jedoch

Tabelle 9.2: Konversionsfaktoren $f_{\text{Kon},j}$ nach Berechnungsgrundlagen Bergbau [106, 109]

Altersgruppe	$f_{\text{Kon},j}$
<1 a	0,8
1–2 a	0,7
2–7 a	0,7
7–12 a	0,7
12–17 a	0,6
>17 a	0,6

bei maximal 2 % [90]. Für eine realistische Modellierung muss der Faktor daher entgegen den Annahmen von Vahlbruch [115] und Ritzel [88] auch für den Aufenthalt in Gebäuden verwendet werden.

Die Konversionsfaktoren aus den Berechnungsgrundlagen [106, 109] finden sich in Tabelle 9.2. In UNSCEAR 2000 [114] sind für die Altersgruppen Kleinkind (1–2 a), Kind (7–12 a) und Erwachsene (>17 a) Konversionsfaktoren von 0,91 Sv/Gy, 0,79 Sv/Gy und 0,69 Sv/Gy angegeben. Diese beziehen sich allerdings nicht auf Umgebungs- oder Photonen-Äquivalentdosisleistung, sondern auf die Luftkermaleistung. Bei Umrechnung auf die in dieser Arbeit verwendeten Dosisgrößen gemäß Kapitel 4.1 ergeben sich die in den Berechnungsgrundlagen Bergbau genannten Werte. Daher muss der Konversionsfaktor als Punktschätzer angenommen werden und kann nicht wie in den Rechnungen von Ritzel [88] und Vahlbruch [115] durch eine Gleichverteilung beschrieben werden.

Abschirmfaktor

Der Abschirmfaktor A_{Ext} soll die Abschirmwirkung von Gebäuden berücksichtigen und wird in den BerGBergbau mit 0,1 für massiv gebaute Gebäude und mit 0,3 für Leichtbau- und Holzhäuser angegeben. Im Freien beträgt er 1. Dieser Abschirmfaktor gilt nur bei der Messung der Ortsdosisleistung im Freien und nur für die Berücksichtigung der Strahlung von bergbaubedingten Kontaminationen, die außerhalb des Gebäudes liegen. Im Allgemeinen ist die Ortsdosisleistung in Gebäuden höher als die im Freien. So wird von UNSCEAR 2000 [114] das Verhältnis innen/außen mit durchschnittlich 1,4 angegeben.

9.1.2 Direktingestion von Boden

Ein bedeutender Expositionspfad ist die Direktingestion von Boden. Die effektive Dosis $E_{\text{Ing,Bo},j}$ der Referenzperson j wird berechnet durch

$$E_{\text{Ing,Bo},j} = U_{\text{Bo},j} t_{\text{Exp},j} \sum_r \left(a_{\text{Bo}(0,5),r} - a_{\text{Bo}(0,5),r}^{\text{U}} \right) g_{\text{Ing},r,j}, \quad (9.2)$$

wobei $U_{\text{Bo},j}$ die Bodenaufnahmerate, $g_{\text{Ing},r,j}$ der Ingestionsdosiskoeffizient des Radionuklids r für die Referenzperson j und $t_{\text{Exp},j}$ wiederum die Expositionszeit ist. $a_{\text{Bo}(0,5),r}$ ist die spezifische

Tabelle 9.3: Ingestionsdosiskoeffizienten $g_{\text{Ing},r,j}$ nach Berechnungsgrundlagen Bergbau [106, 109]

Nuklid	<1 a	1–2 a	2–7 a	7–12 a	12–17 a	>17 a
U-238	$3,4 \cdot 10^{-7}$	$1,2 \cdot 10^{-7}$	$8,0 \cdot 10^{-8}$	$6,8 \cdot 10^{-8}$	$6,7 \cdot 10^{-8}$	$4,5 \cdot 10^{-8}$
U-234	$3,7 \cdot 10^{-7}$	$1,3 \cdot 10^{-7}$	$8,8 \cdot 10^{-8}$	$7,4 \cdot 10^{-8}$	$7,4 \cdot 10^{-8}$	$4,9 \cdot 10^{-8}$
Th-230	$4,1 \cdot 10^{-6}$	$4,1 \cdot 10^{-7}$	$3,1 \cdot 10^{-7}$	$2,4 \cdot 10^{-7}$	$2,2 \cdot 10^{-7}$	$2,1 \cdot 10^{-7}$
Ra-226	$4,7 \cdot 10^{-6}$	$9,6 \cdot 10^{-7}$	$6,2 \cdot 10^{-7}$	$8,0 \cdot 10^{-7}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$2,8 \cdot 10^{-7}$
Pb-210	$8,4 \cdot 10^{-6}$	$3,6 \cdot 10^{-6}$	$2,2 \cdot 10^{-6}$	$1,9 \cdot 10^{-6}$	$1,9 \cdot 10^{-6}$	$6,9 \cdot 10^{-7}$
Po-210	$2,6 \cdot 10^{-5}$	$8,8 \cdot 10^{-6}$	$4,4 \cdot 10^{-6}$	$2,6 \cdot 10^{-6}$	$1,6 \cdot 10^{-6}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$
Po-210 anorg. ^a	$5,2 \cdot 10^{-6}$	$1,8 \cdot 10^{-6}$	$8,8 \cdot 10^{-7}$	$5,2 \cdot 10^{-7}$	$3,2 \cdot 10^{-7}$	$2,4 \cdot 10^{-7}$
U-235	$3,5 \cdot 10^{-7}$	$1,3 \cdot 10^{-7}$	$8,5 \cdot 10^{-8}$	$7,1 \cdot 10^{-8}$	$7,0 \cdot 10^{-8}$	$4,7 \cdot 10^{-8}$
Pa-231	$1,3 \cdot 10^{-5}$	$1,3 \cdot 10^{-6}$	$1,1 \cdot 10^{-6}$	$9,2 \cdot 10^{-7}$	$8,0 \cdot 10^{-7}$	$7,1 \cdot 10^{-7}$
Ac-227	$3,3 \cdot 10^{-5}$	$3,1 \cdot 10^{-6}$	$2,2 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$	$1,1 \cdot 10^{-6}$
Th-232	$4,6 \cdot 10^{-6}$	$4,5 \cdot 10^{-7}$	$3,5 \cdot 10^{-7}$	$2,9 \cdot 10^{-7}$	$2,5 \cdot 10^{-7}$	$2,3 \cdot 10^{-7}$
Ra-228	$3,0 \cdot 10^{-5}$	$5,7 \cdot 10^{-6}$	$3,4 \cdot 10^{-6}$	$3,9 \cdot 10^{-6}$	$5,3 \cdot 10^{-6}$	$6,9 \cdot 10^{-7}$
Th-228	$3,7 \cdot 10^{-6}$	$3,7 \cdot 10^{-7}$	$2,2 \cdot 10^{-7}$	$1,5 \cdot 10^{-7}$	$9,4 \cdot 10^{-8}$	$7,2 \cdot 10^{-8}$

^a für anorganisch gebundenes Polonium (Direktingestion von Boden)

Aktivität des Radionuklids r in der Feinkornfraktion ($<0,5$ mm) der oberen Bodenschicht, $a_{\text{Bo}(0,5),r}^{\text{U}}$ die natürliche Hintergrundaktivität.

Es wird also angenommen, dass der Aufenthalt auf Boden immer auch zur Ingestion einer gewisse Menge führt (siehe z.B. [100]). Hierbei handelt es sich um unbeabsichtigte Ingestion. Die absichtliche Aufnahme auch größerer Mengen Bodens, die man auch Geophagie als bezeichnet, wird hier nicht berücksichtigt.

Die Bindung an die Aufenthaltszeiten erscheint zwar logisch, führt aber durch die erheblichen Konservativitäten bei den Annahmen zu Aufenthaltszeiten zu deutlichen Überschätzungen der tatsächlichen Dosen durch Bodeningestion. Hierauf wird bei den Modellierungen noch eingegangen.

Für die Ingestion von Boden ist nach den Berechnungsgrundlagen nur die Fraktion $<0,5$ mm zu berücksichtigen, die sich bei der Messung von Gesamtboden durch Multiplikation mit einem Aufkonzentrierungsfaktor $c_{0,5}$ ergibt:

$$a_{\text{Bo}(0,5),r} = a_{\text{Bo}} \cdot c_{0,5} \quad (9.3)$$

Nach den Berechnungsgrundlagen gilt für diesen Faktor $c_{0,5} = 2$ (s.u.).

Bodenaufnahmerate

Bei Aufenthalt auf kontaminiertem Boden ist davon auszugehen, dass auch immer eine gewisse Menge Bodenmaterial aufgenommen wird [100]. Die aufgenommene Menge hängt dabei mit der Aufenthaltszeit zusammen. Der Zusammenhang wird über die Bodenaufnahmeraten hergestellt, die in den Berechnungsgrundlagen Bergbau [106, 109] als Punktschätzer gegeben sind. Dabei

Tabelle 9.4: Bodenaufnahmeraten $U_{Bo,j}$ nach Berechnungsgrundlagen Bergbau [106, 109]

Altersgruppe	$U_{Bo,j}$ in kg/h
<1 a	0
1–2 a	$5 \cdot 10^{-5}$
2–7 a	$3 \cdot 10^{-5}$
7–12 a	$6 \cdot 10^{-6}$
12–17 a	$6 \cdot 10^{-6}$
>17 a	$6 \cdot 10^{-6}$

Tabelle 9.5: Bodenaufnahmeraten $U_{Bo,j}$ nach Bothe [10]

Altersgruppe	MW (mg/d)	MW (mg/h)	GM (mg/h)	Durchschnittl. Spielzeit (h/d)
0–1 a	22	24	$23 \cdot 1,6^{\pm 1}$	1,0
1–2 a	100	34	$29 \cdot 1,7^{\pm 1}$	3,4
2–7 a	35	10	$8 \cdot 2,4^{\pm 1}$	3,4
7–12 a	57	13	$12 \cdot 1,6^{\pm 1}$	4,6

wird angenommen, dass Kinder unter einem Jahr nicht unbeaufsichtigt spielen und daher keine Direktingestion zu berücksichtigen ist. Dies ist, wie Untersuchungen [10] zeigen, nicht realistisch.

Die in den Berechnungsgrundlagen Bergbau [106] als Punktschätzer gegebenen Bodenaufnahmeraten zeigt Tabelle 9.4. Realistische Verteilungen sind jedoch schwer abzuschätzen, da unterschiedliche Annahmen in der Literatur zu einer Fülle von Werten geführt haben. Einen Überblick hierüber gibt Ritzel [88].

Von Bothe [10] wurde eine Studie angefertigt, in der im Jahr 2002 die Bodeningestion 22 deutscher Kinder im Alter von 3 Monaten bis 12 Jahren untersucht wurde. Die Ergebnisse sind in Tabelle 9.5 dargestellt.

Die Ergebnisse sind dabei nach einer ebenfalls in [10] zu findenden Literaturstudie mit den in anderen Untersuchungen abgeleiteten Bodenaufnahmeraten von 30–180 mg/d (Mittelwerte) vergleichbar.

Es zeigt sich dabei, dass die Werte aus den BerGBergbau konservative Schätzer sind, für Kinder <1 a jedoch realistischerweise auch der Pfad Bodendirektingestion berücksichtigt werden muss. Für eine realistische Abschätzung der Bodenaufnahmeraten sind in Tabelle 9.5 die aus den Ergebnissen in [10] berechneten geometrischen Mittelwerte und Standardabweichungen angegeben. Diese können bei Annahme einer Lognormalverteilung als Parameter verwendet werden.

Dosiskoeffizienten

Die Ingestionsdosiskoeffizienten $g_{Ing,r,j}$ sind in Tabelle 9.3 angegeben. Sie stammen aus ICRP 72 [47] und sind in den EURATOM-Grundnormen [29] festgelegt. Daher haben sie Eingang

gefunden in die Strahlenschutzverordnung [110], die Umsetzung der EURATOM-Grundnormen in deutsches Recht. Für Modellierungen, die zu rechtlichen Beurteilungen genutzt werden sollen, sind diese Koeffizienten verbindlich.

Der Wert für die Direktiongestion von Po-210 im Boden, der in [106, 109] angegeben ist, weicht von den Vorgaben ab. Im Boden liegt Polonium im Allgemeinen anorganisch gebunden vor und hat einen niedrigeren f_1 -Wert. In ICRP 67 [46] wird davon ausgegangen, dass für anorganisch gebundenes Polonium ein um einen Faktor 5–25 niedrigerer f_1 -Wert anzusetzen ist als für in Nahrungsmitteln vorhandenes Polonium. Auf Basis eines um den Faktor fünf niedrigeren f_1 -Wertes wurde für die BerGBergbau gemäß ICRP 67 [46] der Ingestionsdosiskoeffizient berechnet. An dieser Stelle weichen die BerGBergbau also bereits von den gesetzlichen Vorgaben zugunsten eines größeren Realismus ab.

Es ist anzunehmen, dass die Dosiskoeffizienten mit Unsicherheiten behaftet sind. Unterschiede im Stoffwechsel verschiedener Menschen haben sicherlich einen Einfluss. Es finden sich allerdings in der Literatur keine Angaben über Unsicherheiten oder Verteilungen von den Dosiskoeffizienten natürlicher Radionuklide, so dass diese Dosiskoeffizienten auch für realistische Modellierungen nur als Punktschätzer angenommen werden können.

Spezifische Aktivität des Bodens

Der Aufkonzentrierungsfaktor $c_{0,5}$ soll berücksichtigen, dass in der Feinkornfraktion des Bodens ($<0,5$ mm) höhere spezifische Aktivitäten zu finden sind als im Gesamtboden. So ist in den Arbeiten zu [40] bei Sedimenten der Zwickauer Mulde eine Anreicherung um einen Faktor drei zwischen steinig-sandigen und schlammigen Sedimenten beobachtet worden. In dieser Arbeit wurden jedoch nur gesiebte Bodenproben analysiert, die vom Skelettanteil befreit waren. Auch wurde in [40] für Bodenproben eine solch extreme Anreicherung nicht beobachtet. Der in den BerGBergbau gegebene Anreicherungsfaktor von 2 ist daher als konservativ einzuschätzen, und vermutlich für die in dieser Arbeit untersuchten Bodenproben ein Faktor von 1 (keine Anreicherung) als realistisch anzunehmen. Da jedoch nicht genügend Proben auf die Aktivitäten in unterschiedlichen Fraktionen hin untersucht werden konnten, muss der Anreicherungsfaktor nach BerGBergbau [106, 109] verwendet werden.

9.1.3 Inhalation von Staub

Die effektive Dosis $E_{\text{Inh},j}$ aus der Inhalation von Staub wird berechnet aus

$$E_{\text{Inh},j} = \dot{V}_j \sum_r (a_{\text{Luft},r} - a_{\text{Luft},r}^{\text{U}}) g_{\text{Inh},r,j} t_{\text{Exp},j} A_{\text{I}}, \quad (9.4)$$

wobei $\dot{V}_j$ die Atemrate der Referenzperson j , $a_{\text{Luft},r}$ die Aktivitätskonzentration des Radionuklids r in der Luft, $g_{\text{Inh},r,j}$ der Inhalationsdosiskoeffizient des Radionuklids r für die Referenzperson j , $t_{\text{Exp},j}$ die Aufenthaltszeit und A_{I} ein Abschirmfaktor ist.

Die Inhalationsdosiskoeffizienten und die altersabhängigen Atemraten sind in den BerGBergbau festgelegt und in Tabelle 9.6 bzw. Tabelle 9.7 dargestellt. Sie wurden als Punktschätzer verwendet, da sie in der Strahlenschutzverordnung [110] festgelegt sind und darüberhinaus keine Informationen über Verteilungen vorlagen.

Tabelle 9.6: Inhalationsdosiskoeffizienten $g_{\text{Inh},r,j}$ nach Berechnungsgrundlagen Bergbau [106, 109]

Nuklid	<1 a	1–2 a	2–7 a	7–12 a	12–17 a	> 17 a
U-238	$1,2 \cdot 10^{-5}$	$9,4 \cdot 10^{-6}$	$5,9 \cdot 10^{-6}$	$4,0 \cdot 10^{-6}$	$3,4 \cdot 10^{-6}$	$2,9 \cdot 10^{-6}$
U-234	$1,5 \cdot 10^{-5}$	$1,1 \cdot 10^{-5}$	$7,0 \cdot 10^{-6}$	$4,8 \cdot 10^{-6}$	$4,2 \cdot 10^{-6}$	$3,5 \cdot 10^{-6}$
Th-230	$4,0 \cdot 10^{-5}$	$3,5 \cdot 10^{-5}$	$2,4 \cdot 10^{-5}$	$1,6 \cdot 10^{-5}$	$1,5 \cdot 10^{-5}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$
Ra-226	$1,5 \cdot 10^{-5}$	$1,1 \cdot 10^{-5}$	$7,0 \cdot 10^{-6}$	$4,9 \cdot 10^{-6}$	$4,5 \cdot 10^{-6}$	$3,5 \cdot 10^{-6}$
Pb-210	$5,0 \cdot 10^{-6}$	$3,7 \cdot 10^{-6}$	$2,2 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$1,3 \cdot 10^{-6}$	$1,1 \cdot 10^{-6}$
Po-210	$1,5 \cdot 10^{-5}$	$1,1 \cdot 10^{-5}$	$6,7 \cdot 10^{-6}$	$4,6 \cdot 10^{-6}$	$4,0 \cdot 10^{-6}$	$3,3 \cdot 10^{-6}$
U-235	$1,3 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$6,3 \cdot 10^{-6}$	$4,3 \cdot 10^{-6}$	$3,7 \cdot 10^{-6}$	$3,1 \cdot 10^{-6}$
Pa-231	$2,2 \cdot 10^{-6}$	$2,3 \cdot 10^{-4}$	$1,9 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$
Ac-227	$1,7 \cdot 10^{-3}$	$1,6 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$7,2 \cdot 10^{-4}$	$5,6 \cdot 10^{-4}$	$5,5 \cdot 10^{-4}$
Th-232	$5,4 \cdot 10^{-5}$	$5,0 \cdot 10^{-5}$	$3,7 \cdot 10^{-5}$	$2,6 \cdot 10^{-5}$	$2,5 \cdot 10^{-5}$	$2,5 \cdot 10^{-5}$
Ra-228	$1,5 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$6,3 \cdot 10^{-6}$	$4,6 \cdot 10^{-6}$	$4,4 \cdot 10^{-6}$	$2,6 \cdot 10^{-6}$
Th-228	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$	$8,2 \cdot 10^{-5}$	$5,5 \cdot 10^{-5}$	$4,7 \cdot 10^{-5}$	$4,0 \cdot 10^{-5}$

Tabelle 9.7: Atemratenraten $\dot{V}_j$ nach Berechnungsgrundlagen Bergbau [106, 109]

Altersgruppe	$\dot{V}_j$ in m ³ /h
<1 a	0,12
1–2 a	0,22
2–7 a	0,36
7–12 a	0,64
12–17 a	0,84
>17 a	0,93

Aktivitätskonzentration in der Luft

Die Aktivitätskonzentration in der Luft errechnet sich zu

$$a_{\text{Luft},r} = a_{\text{Bo}(0,02),r} S_{\text{Staub}}, \quad (9.5)$$

wobei $a_{\text{Bo}(0,02),r}$ die spezifische Aktivität des Radionuklids r in der Staubfraktion (<0,02 mm) des Bodens und S_{Staub} der Referenzwert der Schwebstaubkonzentration nach BerGBergbau [106, 109] ist. Die spezifische Aktivität des Radionuklids r in der Staubfraktion berechnet sich aus der spezifischen Aktivität in der Gesamtfraction des Bodens durch $a_{\text{Bo}(0,02),r} = a_{\text{Bo},r} \cdot c_{0,02}$, wobei $c_{0,02}$ wiederum ein Aufkonzentrierungsfaktor ist. Nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau gilt $c_{0,02} = 4$. Für die Schwebstaubkonzentration ist $S_{\text{Staub}} = 5 \cdot 10^{-8} \text{ kg/m}^3$ anzusetzen [106, 109]. Beide Werte wurden, da keine weiteren Informationen über Verteilungen vorlagen, als Punktschätzer eingesetzt.

Abschirmfaktor

Nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau ist ein Abschirmfaktor A_1 zur Ermittlung der Staubkonzentration zu berücksichtigen. Dieser beträgt im Freien 1 und in Gebäuden 0,5.

9.1.4 Ingestion von Lebensmitteln und von Trinkwasser

Die effektive Dosis $E_{\text{Ing},n,j}$ der Referenzperson j durch Ingestion des lokal erzeugten Lebensmittels n errechnet sich aus

$$E_{\text{Ing},n,j} = p_n U_{n,j} \sum_r (a_{n,r} - a_{n,r}^{\text{U}}) g_{\text{Ing},r,j}, \quad (9.6)$$

wobei p_n der Anteil aus lokaler Erzeugung am Gesamtverbrauch, $U_{n,j}$ der Jahresverbrauch des Lebensmittels n der Referenzperson j , $a_{n,r}$ die spezifische Aktivität des Radionuklids r im Lebensmittel n und $g_{\text{Ing},r,j}$ der Ingestionsdosiskoeffizient für das Radionuklid r und die Referenzperson j ist.

Die Lebensmittel n werden dabei unterteilt in

- Milch und Milchprodukte (Mi)
- Fleisch und Fleischwaren (Fl)
- Fischfleisch (Fi)
- Blattgemüse (Bl)
- Wurzelgemüse (Wg)
- Obst (Ob)
- sonstige Gemüse (Gm)
- Trinkwasser
- Muttermilch und (MM)
- Säuglingsfertiernahrung (SM).

Die BerGBergbau [106] haben auch noch das Lebensmittel „Getreide und Getreideprodukte“ vorgesehen. Es ist aber üblich, dass Getreide nicht lokal erzeugt und verbraucht, sondern in Getreidemöhlen zusammen mit Rohstoffen aus unkontaminierten Gebieten verarbeitet wird. Daher ist dieses Lebensmittel in der Überarbeitung der Berechnungsgrundlagen [109] nicht mehr vorgesehen und wird auch in dieser Arbeit nicht berücksichtigt. Pflanzliche Lebensmittel außer Blattgemüse werden manchmal unter der Abkürzung Pf zusammengefasst.

Tabelle 9.8: Jahresverbrauch an Lebensmitteln nach Strahlenschutzverordnung [110] in kg

Lebensmittel	<1 a	1–2 a	2–7 a	7–12 a	12–17 a	>17 a	f_{95}
Trinkwasser	55	100	100	150	200	350	2
Säuglingsnahrung oder Muttermilch	145						3
Milch	45	160	160	170	170	130	3
Fleisch	5	13	50	65	80	90	2
Fisch (Süßwasser)	0,5	3	3	4,5	5	7,5	5
Pflanzliche Produkte, davon:	75	138	227	259	271	253	
Getreide	12	30	80	95	110	110	2
Obst	25	45	65	65	60	35	3
Wurzelgemüse	30	40	45	55	55	55	3
Blattgemüse	3	6	7	9	11	13	3
Gemüse	5	17	30	35	35	40	3

Anteil aus lokaler Produktion

Lebensmittel aus lokaler Produktion machen im Allgemeinen nur einen Teil des jährlichen Gesamtverzehrs aus, da der Rest des Bedarfs aus Supermärkten und ähnlichen Quellen gedeckt wird. Für die Referenzperson wird daher angenommen, dass sie einen Anteil p_n ihres Jahresbedarfs aus lokaler Produktion deckt. Dieser wird in den Berechnungsgrundlagen Bergbau [106] für Milch, Fleisch, Fisch und alle pflanzlichen Produkte mit 0,25 angenommen und entspricht der Annahme in der damals gültigen AVV zu §45 StrlSchV [5]. In der Überarbeitung der BerGBergbau [109] wird dagegen ein Wert von 0,5 angesetzt, der auch in den Entwurf einer neuen AVV [6] eingeflossen ist.

Für Muttermilch muss nach den BerGBergbau ein Wert von 1 angenommen werden. Trinkwasser und Säuglingsnahrung, die mit Trinkwasser aus unkontaminiertem Milchpulver zubereitet wird, können dann unberücksichtigt bleiben, wenn die Verwendung von bergbaulich kontaminiertem Trinkwasser ausgeschlossen werden kann. Dies ist zum Beispiel für Fernwasserversorgungen der Fall oder wenn die Nutzung von Brunnen verboten ist. Gibt es jedoch geeignete Hausbrunnen, so dass der Jahresbedarf durch diese gedeckt werden kann und deren Nutzung nicht untersagt ist, so müssen diese berücksichtigt werden, als ob der gesamte Jahresbedarf die sie gedeckt wird. Der Anteil an lokaler Produktion beträgt in diesem Fall 1.

Welcher Verteilung der Anteil an lokaler Produktion jeweils genügt, ist nicht bekannt. Die in dieser Arbeit betrachteten Gebiete mit bergbaulichen Kontaminationen reichen jedoch nicht für die Versorgung einer größeren Bevölkerungsgruppe aus. Daher wurde der Wert $p_n = 0,25$ nach Berechnungsgrundlagen Bergbau [106] als Punktschätzer verwendet.

Jahresverbrauch an Lebensmitteln

Der Jahresverbrauch der Referenzperson an verschiedenen Lebensmitteln ist in der Strahlenschutzverordnung festgelegt. Die Werte zeigt Tabelle 9.8. Gegeben ist außerdem ein Erweiterungsfaktor f_{95} , dessen Multiplikation mit den Jahresverbrauchswerten die 95-%-Quantile P_{95} für den Lebensmittelverbrauch ergibt.

Realistisch ist die strikte Verwendung der Werte nach StrlSchV auch ohne Berücksichtigung des Erweiterungsfaktors sicherlich nicht, da sich die Ernährungsgewohnheiten verschiedener Menschen deutlich unterscheiden. Für rechtliche Beurteilungen sind die Werte jedoch verbindlich. Für realistische Modellierungen muss dagegen von einer Verteilung der Werte ausgegangen werden.

Aus den Angaben in Tabelle 9.8 kann jedoch nicht auf die Art der Verteilung geschlossen werden. In der Literatur findet sich häufig die Annahme einer Rechteck- oder Dreiecksverteilung [75, 102]. Diese beschreiben im Allgemeinen aber nicht die tatsächlichen Verteilungen [115]. Daher wurden die Verzehrsgewohnheiten analog zum Vorgehen von Vahlbruch [115] und Ritzel [88] mit einer Lognormalverteilung für die Verzehrsgewohnheiten beschrieben. Diese hat den Vorteil, dass keine negativen Verzehrswerte auftreten können, da die Verteilung nur für Werte >0 definiert ist. Ob die Verzehrsgewohnheiten durch eine Lognormalverteilung realistisch beschrieben werden können, ist allerdings fraglich. Eine solche Verteilung ist theoretisch nach oben unbeschränkt. Die Verwendung der 95-%-Quantile für alle Lebensmittel führt jedoch bereits zu einer deutlichen Überschätzung der Energiezufuhr über die Nahrung [85]. Daher sind hier sicherlich Konservativitäten enthalten und Korrelationen unberücksichtigt.

Die Parameter der Lognormalverteilung können aus den Angaben in Tabelle 9.8 geschätzt werden:

Es gilt:

$$\exp\left(\mu + \frac{\sigma^2}{2}\right) = EW \quad (9.7)$$

und

$$EW \cdot f_{95} = P_{95} = \exp(\mu + k_{95}\sigma), \quad (9.8)$$

wobei EW der aus Tabelle 9.8 entnommene Erwartungswert der Lognormalverteilung, μ und σ deren Parameter (siehe Kapitel 6.1.3) und k_{95} das 95-%-Quantil der Standardnormalverteilung sind. Damit ergibt sich

$$\exp\left(\mu + \frac{\sigma^2}{2}\right) \cdot f_{95} = \exp(\mu + k_{95}\sigma) \quad (9.9)$$

$$\Leftrightarrow \mu + \frac{\sigma^2}{2} + \ln(f_{95}) = \mu + k_{95}\sigma \quad (9.10)$$

$$\Leftrightarrow \frac{\sigma^2}{2} + \ln(f_{95}) = k_{95}\sigma \quad (9.11)$$

...

$$\Rightarrow \sigma_{1,2} = k_{95} \pm \sqrt{k_{95}^2 - 2 \ln(f_{95})}. \quad (9.12)$$

Tabelle 9.9: Aus den Angaben zu Verzehrsgewohnheiten nach StrlSchV [110] bei Annahme einer Lognormalverteilung errechneter geometrischer Mittelwert und geometrische Standardabweichung der Verzehrsgewohnheiten

Lebensmittel	<1 a kg	1–2 a kg	2–7 a kg	7–12 a kg	12–17 a kg	>17 a kg	GS
Trinkwasser	48,6	88,4	88,4	132,6	176,8	309,4	1,6
Säuglingsnahrung oder Muttermilch	93,9						2,5
Milch, Milchprodukte	29,1	103,6	103,6	110,1	110,1	84,2	2,5
Fleisch, Fleischwaren	4,4	11,5	44,2	57,5	70,7	79,6	1,6
Fisch (Süßwasser)	0,5	3,0	3,0	4,5	5,0	7,5	1,0
Getreide, Getreideprodukte	10,6	26,5	70,7	84,0	97,3	97,3	1,6
Obst, Obstprodukte	16,2	29,1	42,1	42,1	38,9	22,7	2,5
Kartoffeln, Wurzelgemüse	19,4	25,9	29,1	35,6	35,6	35,6	2,5
Blattgemüse	1,9	3,9	4,5	5,8	7,1	8,4	2,5
Gemüse	3,2	11,0	19,4	22,7	22,7	25,9	2,5

Sinnvoll ist hierbei nur die Lösung mit negativem Vorzeichen vor der Wurzel, da sonst größere Erweiterungsfaktoren zu kleineren σ -Werten und somit zu kleineren geometrischen Standardabweichungen führen würden [115]. Dies ist mathematisch nicht sinnvoll. Mit dem so errechneten σ ergibt sich dann

$$\mu = \ln(EW) - \frac{\sigma^2}{2}, \quad (9.13)$$

und geometrischer Mittelwert $\bar{x}_g$ und geometrische Standardabweichung s_g lassen sich gemäß

$$\bar{x}_g = \exp(\mu) \text{ und } s_g = \exp(\sigma) \quad (9.14)$$

ausrechnen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 9.9 gegeben.

Aktivitätskonzentration in Lebensmitteln

Die repräsentativen Aktivitätskonzentrationen in Lebensmitteln müssen grundsätzlich durch Messungen ermittelt werden. Nur wenn diese Messungen nicht möglich oder unangemessen aufwändig oder zukünftige Situationen zu beurteilen sind, dürfen die Aktivitätskonzentrationen in Lebensmitteln berechnet werden. Diese Berechnungen sind aber notwendigerweise mit allgemeinen Annahmen verbunden, die nicht für den speziellen Fall ermittelt wurden. Ein Beispiel hierfür sind Transferfaktoren. Sie sind zwar realistisch [85], aber ob sie für den jeweiligen Fall zutreffen, kann nicht überprüft werden.

Die Berechnung von Aktivitäten in Pflanzen

Bei Pflanzen führen drei Mechanismen zur Aufnahme von Radionukliden:

Tabelle 9.10: Transferfaktoren nach BerGBergbau [106, 109]

Element	$T_{Wd,r}$ Bq/kg (FM)/Bq/kg (TM)	$T_{Bl,r}; T_{Pf,r}$	$T_{Mi,r}$ d/kg	$T_{Fl,r}$ d/kg	$T_{Fi,r}$ l/kg	$T_{MM,r}$ [106] d/kg	$T_{MM,r}$ [109] d/kg	$T_{MM,Inh,r}$ [109] d/kg
U	$3 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-4}$	$4 \cdot 10^{-4}$	2	$1 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{-1}$
Pa	$3 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{-3}$	30	$1 \cdot 10^{-4}$	$6 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-1}$
Th	$2 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-4}$	30	$1 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-2}$
Ac	$3 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-5}$	$3 \cdot 10^{-3}$	30	$5 \cdot 10^{-4}$	$6 \cdot 10^{-4}$	$4 \cdot 10^{-1}$
Ra	$1 \cdot 10^{-2}$	$5 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-3}$	$9 \cdot 10^{-4}$	10	$8 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-1}$	$2 \cdot 10^{-1}$
Pb	$1 \cdot 10^{-2}$	$7 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-4}$	$4 \cdot 10^{-4}$	60	$5 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-1}$	$1 \cdot 10^{-1}$
Po	$1 \cdot 10^{-2}$	$5 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-3}$	300	$8 \cdot 10^{-3}$	$6 \cdot 10^{-1}$	$2 \cdot 10^{-1}$

- die Aufnahme aus dem Boden über die Wurzeln,
- die Ablagerung von Bodenpartikeln und Staub auf der Pflanze und
- die Aufnahme aus Beregnungswasser.

Daher werden in den Berechnungsgrundlagen Bergbau [106] zwei Fälle unterschieden:

1. Die Pflanze wächst auf kontaminierten Anlagen und somit auf kontaminiertem Boden oder
2. die Pflanze wächst in der Nähe solcher Anlagen.

Für Pflanzen auf bergbaulichen Anlagen sind Wurzeltransfer, Staubablagerung und Beregnung zu berücksichtigen. Wurzeltransfer und Staubablagerung werden dabei zum Pfad D zusammengefasst, der Beregnungspfad wird Pfad B genannt. Die spezifische Aktivität der Pflanze ergibt sich als Summe über diese beiden Pfade:

$$a_{n,r} = a_{D,n,r} + a_{B,n,r}. \quad (9.15)$$

Für Pfad D ist in Tabelle 9.10 ein Transferfaktor $T_{n,r}$ für das Radionuklid r aus dem Boden zur Pflanze n angegeben, der die Aufnahme über den Bodenpfad und äußere Kontamination beschreibt. Die spezifische Aktivität $a_{D,n,r}$ des Nuklids r in der Pflanze n , die über den Bodenpfad aufgenommen wird, ergibt sich also zu

$$a_{D,n,r} = T_{n,r} (a_{Bo,r} - a_{Bo,r}^U). \quad (9.16)$$

Die Transferfaktoren sind wiederum als Punktschätzer angegeben. Vahlbruch [115] hat diese mit anderen Literaturwerten sowie Ergebnissen eigener Messungen verglichen. Dabei zeigte sich, dass die Angaben eine deutliche Schwankungsbreite zeigten. Die typische geometrische Standardabweichung in den Messungen von Vahlbruch betrug 3. Daher müssen die Angaben in Tabelle 9.10 eigentlich als Erwartungswerte einer nicht näher bekannten Verteilung aufgefasst werden. Nach [26] und [134] kann vom Vorliegen einer Lognormalverteilung ausgegangen werden. In dieser Arbeit wurde jedoch die Modellierung der Exposition durch Verzehr von pflanzlichen Lebensmitteln ausschließlich mit Punktschätzern durchgeführt, da keine weiteren Informationen vorlagen.

Die Berechnung (Pfad B) wird mit folgender Gleichung berücksichtigt:

$$a_{D,n,r} = (a_{\text{Ber},r} - a_{\text{Ber},r}^{\text{U}}) \frac{W f_W}{Y_n \lambda_{\text{eff}, \text{Pf},r}} (1 - e^{-\lambda_{\text{eff}, \text{Pf},r} t_{n,W}}), \quad (9.17)$$

wobei $a_{\text{Ber},r}$ die Konzentration des Nuklids r im Berechnungswasser, W die Berechnungsrate, f_W der Anteil der bei der Berechnung abgelagerten Aktivität, Y_n der Ertrag bzw. die Bewuchsdichte, $\lambda_{\text{eff}, \text{Pf},r}$ die effektive Verweilkonstante für das Verbleiben des Nuklids r auf der Pflanze und $t_{n,W}$ die Berechnungszeit ist. Die effektive Verweilkonstante ergibt sich aus der Zerfallskonstante λ_r des Radionuklids r und einer Verweilkonstante λ_V für das Verbleiben der Radionuklide auf der Vegetation:

$$\lambda_{\text{eff}, \text{Pf},r} = \lambda_r + \lambda_V. \quad (9.18)$$

Die Parameter W , f_W , Y_n , $t_{n,W}$ und λ_V sind als Punktschätzer in den BerGBergbau angegeben und finden sich in Tabelle 9.11.

Für Pflanzen, die nicht auf, sondern in der Nähe bergbaulicher Einrichtungen wachsen, ist nach der Berechnungsgrundlagen die Berücksichtigung der Berechnung (siehe oben) und der Kontamination durch Staub (Pfad A) vorgesehen:

$$a_{A,n,r} = (\dot{B}_r - \dot{B}_r^{\text{U}}) \frac{1 - e^{-\lambda_{\text{eff}, \text{Pf},r} t_{n,e}}}{Y_n \lambda_{\text{eff}, \text{Pf},r}}, \quad (9.19)$$

wobei $\dot{B}_r$ die Bodenkontaminationsrate, $\lambda_{\text{eff}, \text{Pf},r}$ die effektive Verweilkonstante für das Verbleiben des Nuklids r auf der Pflanze, $t_{n,e}$ die Kontaminationszeit und Y_n der Ertrag bzw. die Bewuchsdichte ist. Auch diese Parameter finden sich in 9.11.

Die Berechnung von Aktivitäten in Milch und Fleisch

Für die Berechnung der spezifischen Aktivitäten $a_{\text{Mi},r}$ in Milch und $a_{\text{Fl},r}$ Fleisch sind drei Pfade zu betrachten: Weidegras, Boden und Wasser. Dabei wird angenommen, dass die Tiere das ganze Jahr kontaminiertes Weidegras fressen, aber nur einen Anteil f_p des Jahres direkt auf der Weide grasen und dabei Boden aufnehmen (Rinder reißen das Gras aus, so dass Boden anhaftet). Die Aktivität in Milch und Fleisch berechnet sich demnach durch

$$a_{n,r} = T_{n,r} (M_{\text{Fu}} (a_{\text{Wd},r} - a_{\text{Wd},r}^{\text{U}}) + M_{\text{Bo}} f_p (a_{\text{Bo},r} - a_{\text{Bo},r}^{\text{U}}) + L (a_{\text{Tränke},r} - a_{\text{Tränke},r}^{\text{U}})), \quad (9.20)$$

wobei $T_{n,r}$ der Transferfaktor von den Nahrungsmitteln der Rinder in die Milch ($n = \text{Mi}$) oder in das Fleisch $n = \text{Fl}$, M_{Fu} die tägliche Aufnahme von Futter, M_{Bo} die tägliche Aufnahme von Boden, f_p der Anteil des Jahres, den die Tiere auf der Weide grasen, und L die tägliche Wasseraufnahme ist. $a_{\text{Wd},r}$, $a_{\text{Bo},r}$ und $a_{\text{Tränke},r}$ sind die spezifischen Aktivitäten des Radionuklids r in Weidegras, Boden bzw. Tränkewasser. Die Aktivität in Weidegras kann dabei auch durch Rechnungen (siehe oben) ermittelt werden. Die Berechnungsparameter sind ebenfalls in Tabelle 9.11 gegeben.

Die Berechnung von Aktivitäten in Fisch

Die spezifische Aktivität $a_{\text{Fi},r}$ im Fischfleisch lässt sich bei Kenntnis der Aktivitätskonzentrationen im Oberflächenwasser nach folgender Gleichung errechnen:

$$a_{\text{Fi},r} = T_{\text{Fi},r} (a_{\text{OGew},r} - a_{\text{OGew},r}^{\text{U}}). \quad (9.21)$$

Tabelle 9.11: Werte zur Berechnung des Radionuklidtransportes nach BerGBergbau [106, 109]

Symbol	Definition	Wert
f_p	Bruchteil des Jahres, in dem die Tiere auf der Weide grasen	0,5
f_W	Anteil der bei der Beregnung auf der Pflanze abgelagerten Aktivität	0,3
L	Wasserkonsum des Rindviehs	75 L/d
M_{Fu}	Aufnahme von Weidefutter (FM)	65 kg/d
M_{Bo}	Bodenaufnahme des Rindviehs beim Grasen auf der Weide (TM)	0,5 kg/d
p_n	Anteil an lokaler Produktion von Lebensmitteln $n=Mi, Fl, Fi, Bl, Pf$ nach [106] $n=Mi, Fl, Fi, Bl, Gm, Wg, Ob$ nach [109] $n=W, MM, SM$	0,25 0,5 1
p_m	Flächentrockenmasse des Bodens $m=A$ für Ackerboden, Gartenboden $m=Wd$ für Weideboden	280 kg/m ² 120 kg/m ²
$t_{n,e}$	Kontaminationszeit für Pflanzen der Gruppe n während der Wachstumsphase $n=Pf$ für pflanzliche Produkte ohne Blattgemüse (60 Tage) $n=Bl$ für Blattgemüse (60 Tage) $n=Wd$ für Weidepflanzen (30 Tage)	$5,2 \cdot 10^6$ s $5,2 \cdot 10^6$ s $2,6 \cdot 10^6$ s
$t_{n,w}$	Zeit, in der die Planzen während der Wachstumsperiode durch Beregnung oberirdisch kontaminiert werden $n=Wd$ Zeit bis zum erneuten Abweiden desselben Weidestückes (30 Tage) $n=Pf$ und $n=Bl$ mittlere Vegetationszeit von pflanzliche Produkten ohne Blattgemüse und von Blattgemüse (60 Tage)	$2,6 \cdot 10^6$ s $5,2 \cdot 10^6$ s
W	Beregnungsrate während der Weidezeit und der Wachstumszeit von pflanzlichen Produkten (1 L/(m ² d))	$1,2 \cdot 10^{-5}$ L/(m ² s)
Y_n	Ertrag bzw. Bewuchsdichte (FM) $n=Bl$ Ertrag von Blattgemüse $n=Pf$ Ertrag von pflanzlichen Produkten ohne Blattgemüse $n=Wd$ Bewuchsdichte von Weidepflanzen	1,6 kg/m ² 2,4 kg/m ² 0,85 kg/m ²
λ_V	Verweilkonstante für das Verbleiben der Radionuklide auf der Vegetation (Verweilzeit 14 Tage)	$5,7 \cdot 10^{-7}$ s

Dabei ist $a_{OGew,r}$ die Aktivitätskonzentration des Nuklids r im Oberflächenwasser und $T_{Fi,r}$ der Transferfaktor vom Wasser in das Fischfleisch nach Tabelle 9.10.

9.1.5 Muttermilch/Säuglingsnahrung

Für die Berechnung der Aktivität in Muttermilch sind nach den BerGBergbau (neu) die Teilpfade Ingestion von Lebensmitteln und Inhalation von Staub zu berücksichtigen:

$$a_{MM,r} = \frac{T_{MM,r}}{360} \sum_n p_n (a_{n,r} - a_{n,r}^U) U_{n,>17\text{ a}} + \frac{T_{MM,Inh,r}}{360} \dot{V}_{>17\text{ a}} (a_{Luft,r} - a_{Luft,r}^U) A_I t_{Exp,>17\text{ a}} \quad (9.22)$$

Vor der Überarbeitung der BerGBergbau wurde der Teilpfad Inhalation von Staub nicht berücksichtigt, so dass dort der zweite Summand in der Gleichung wegfällt.

9.2 Natürliche Strahlenexpositionen in Niedersachsen

Wie eingangs erwähnt, macht die natürliche Exposition mit im Mittel 2,1 mSv den größten Teil der gesamten jährlichen Exposition aus. Diese teilt sich auf in

- die kosmische Strahlung mit etwa 0,3 mSv/a,
- die Exposition durch Radionuklide im Boden (terrestrische Strahlung) mit etwa 0,4 mSv/a,
- die Exposition durch Ingestion von Radionukliden mit etwa 0,3 mSv/a und
- die Inhalation von Radon mit etwa 1,1 mSv/a [17].

Eine natürliche Dosis erhält jeder Mensch, unabhängig von bergbaulichen Kontaminationssituationen. Die Höhe der Dosis ist jedoch variabel, und der in den Parlamentsberichten zu Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung [16, 17] als Punktschätzer angegebene Wert zur Charakterisierung der Expositionen nur ungenügend.

Von Vahlbruch [115] wurde zur Beurteilung der natürlichen Jahresdosis daher eine Monte-Carlo-Simulation der Expositionen durchgeführt, die auch die Aussage über Schwankungsbreiten ermöglicht. Eine solche Einschätzung ist zur Beurteilung anthropogen erhöhter Expositionen unabdingbar. Zur Validierung der Berechnungsmethode wurden die Modellierungen von Vahlbruch für die Pfade, die für die bergbaulich beeinflussten Gebiete relevant sind, nachvollzogen. Wie auch bei allen anderen Simulationen wurden jeweils 100000 Versuche durchgeführt.

Zur Modellierung verwendete Pfade

Zur Ermittlung der natürlichen Jahresdosis wurden von Vahlbruch [115] alle Expositionspfade berücksichtigt: die äußere Exposition durch Gammastrahlung, Inhalation von Staub und Radon, Ingestion von Boden und Nahrungsmitteln. Dazu wurden spezifische Aktivitäten in Böden und Gesamtnahrung sowie IMIS-Daten verwendet. Das Thema Radon ist nicht Gegenstand der Untersuchungen dieser Arbeit.

Bei der Ermittlung der natürlichen Jahresdosis ist K-40 nicht zu vernachlässigen. Da Kalium bei den Körperfunktionen eine wichtige Rolle spielt, wird es homöostatisch geregelt, und der Kaliumgehalt im Körper hängt nicht von den Konzentrationen des Kaliums in der Nahrung ab. Die sich im Körper einstellenden Kaliumgehalte führen nach UNSCEAR [114] zu effektiven

Tabelle 9.12: Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Gesamt- und Säuglingsnahrung, nach Vahlbruch [115]

	Gesamtnahrung		Säuglingsnahrung	
	GM (Bq/kg)	EW (Bq/kg)	GM (Bq/kg)	EW (Bq/kg)
U-238	$0,005 \cdot 2,1^{\pm 1}$	0,007	$0,007 \cdot 1,3^{\pm 1}$	0,007
U-234	$0,012 \cdot 1,7^{\pm 1}$	0,014	$0,006 \cdot 2,0^{\pm 1}$	0,008
Th-230	$0,002 \cdot 1,4^{\pm 1}$	0,002	$0,002 \cdot 1,8^{\pm 1}$	0,003
Ra-226	$0,040 \cdot 2,2^{\pm 1}$	0,06	$0,019 \cdot 1,6^{\pm 1}$	0,022
Pb-210	$0,032 \cdot 1,8^{\pm 1}$	0,038	$0,034 \cdot 1,7^{\pm 1}$	0,039
Po-210	$0,030 \cdot 1,9^{\pm 1}$	0,037	$0,032 \cdot 1,8^{\pm 1}$	0,037
Th-232	$0,002 \cdot 1,5^{\pm 1}$	0,002	$0,001 \cdot 2,0^{\pm 1}$	0,001
Ra-228	$0,034 \cdot 1,4^{\pm 1}$	0,036	$0,021 \cdot 1,4^{\pm 1}$	0,022
Th-228	$0,016 \cdot 2,2^{\pm 1}$	0,021	$0,005 \cdot 1,9^{\pm 1}$	0,007

Tabelle 9.13: Aktivitäten natürlicher Radionuklide in niedersächsischem Trinkwasser, nach Vahlbruch [115]

	Trinkwasser	
	GM (mBq/L)	EW (mBq/L)
U-238	$5,00 \cdot 2,46^{\pm 1}$	7,50
U-234	$6,00 \cdot 2,46^{\pm 1}$	9,00
Th-230	$1,57 \cdot 2,80^{\pm 1}$	2,66
Ra-226	$3,70 \cdot 2,46^{\pm 1}$	5,55
Pb-210	$1,50 \cdot 2,46^{\pm 1}$	2,25
Po-210	$0,50 \cdot 2,46^{\pm 1}$	0,75
U-235	$0,30 \cdot 2,46^{\pm 1}$	0,05
Th-232	$0,10 \cdot 2,46^{\pm 1}$	0,15
Ra-228	$3,00 \cdot 2,46^{\pm 1}$	4,50
Th-228	$0,20 \cdot 2,46^{\pm 1}$	0,30

Jahresdosen von 0,185 mSv für Kinder (unter zwölf Jahren) und von 0,165 mSv für Erwachsene und Kinder über zwölf Jahren.

Von grundlegender Bedeutung für die Dosis aus externer Exposition und aus Bodeningestion ist die Aufenthaltszeit im Freien. Für die Modellierung der natürlichen Jahresdosis wurde dabei angenommen, dass sich Personen 2000 Stunden im Freien und den Rest des Jahres (6766 Stunden) in Gebäuden aufhalten. Für die Verteilung der Messwerte wurde angenommen, dass die Aufenthaltszeit im Freien normalverteilt mit einem Mittelwert von 2000 Stunden und einer Standardabweichung von 1000 Stunden ist. Diese ist bei 0 Stunden und 4000 Stunden abgeschnitten. Darüberhinaus wurde zum Vergleich mit den Ergebnissen der Modellierungen von bergbaulich beeinflussten Gebieten und zum Vergleich mit den Ergebnissen von Ritzel [88] die

Modellierung unter Annahme einer Aufenthaltszeit im Freien von 1000 ± 500 Stunden im Jahr durchgeführt, wobei auch diese Verteilung bei 0 Stunden und aus Symmetriegründen bei 2000 Stunden abgeschnitten war.

Die für die Modellierung verwendeten spezifischen Aktivitäten sind [115] entnommen. Die Daten für Boden sind in Tabelle 7.5 angegeben. Dabei wird angenommen, dass U-238 und U-235 das natürliche Aktivitätsverhältnis aufweisen, und dass beide im Gleichgewicht mit ihren jeweiligen Folgenukliden stehen. Auch für Pb-210 und Po-210 sowie Th-232 und Ra-228 wird das Gleichgewicht angenommen. Die Daten für Gesamt- und Säuglingsnahrung zeigt Tabelle 9.12, die für niedersächsisches Trinkwasser Tabelle 9.13. Auch hier wird ein radioaktives Gleichgewicht zwischen U-235 und seinen Folgenukliden angesetzt, da keine genauen Daten vorliegen. Der entstehende Fehler dürfte allerdings aufgrund der spezifischen Aktivitäten und der im Allgemeinen geringeren Transferfaktoren für die Folgenuklide gering sein. Für die Nahrung wird außerdem das natürliche Aktivitätsverhältnis angenommen.

Für die Ortsdosisleistung wird eine Lognormalverteilung mit einem geometrischen Mittelwert von $79 \cdot 1,2^{\pm 1}$ nSv/h angesetzt, die sich aus IMIS-Daten vom 02.11.2000 [115] ergibt. Diese wird dabei sowohl für den Aufenthalt im Freien als auch in Gebäuden angenommen.

Ergebnisse

Die sich ergebenden effektiven Jahresdosen für die sechs Altersklassen sind – wie auch die Ergebnisse für die Einzelpfade – in Tabelle 9.14 angegeben. In Abbildung 9.1 ist eine grafische Darstellung der Verteilung des altersgewichteten Mittels der Gesamtjahresdosis für Niedersachsen, die sich aus der Modellierung ergibt.

Zunächst fällt auf, dass eine Änderung der jährlichen Aufenthaltszeit im Freien praktisch keine Änderung der Gesamtdosis zur Folge hat. Die Ursache hierfür ist, dass für die Ortsdosisleistung im Freien und in Häusern derselbe Wert angenommen wurde, und dass – bei geogenen Aktivitäten – die von der Aufenthaltszeit im Freien abhängigen Expositionspfade Ingestion von Boden und Inhalation von Staub bei einer Aufenthaltszeit von 2000 Stunden im Jahr nur etwa 10 % zur Dosis beitragen.

Für die externe Exposition ergeben sich Werte, die niedriger als die von Vahlbruch [115] und Ritzel [88] berechneten sind. Die Ursache hierfür sind falsche Annahmen zum Konversionsfaktor in diesen beiden Arbeiten. Die äußere Exposition für Niedersachsen ist dabei unabhängig von der Aufenthaltszeit im Freien. Sie beträgt zwischen 0,57 mSv im Jahr für Kinder unter einem Jahr und 0,42 mSv im Jahr für Erwachsene und Jugendliche. Damit stellt sie einen bedeutenden Anteil der Gesamtdosis.

Die Ergebnisse der Dosis durch Direktingestion von Boden unterscheiden sich von den von Ritzel [88] ermittelten um einen Faktor 2. Dies ist auf den in dieser Arbeit – gemäß den BerGBergbau – verwendeten Aufkonzentrierfaktor für die ingestionsrelevante Fraktion $<0,5$ mm zurückzuführen. Dieser wurde von Ritzel mit 1 angenommen. Da jedoch keine belastbaren Informationen über diesen Faktor vorlagen, wurde der Wert aus den BerGBergbau als Punktschätzer verwendet. Die Ergebnisse von Vahlbruch liegen deutlich höher und konnten nicht reproduziert werden. Die Ursache hierfür ist unbekannt. Da die in dieser Arbeit ermittelten Ergebnisse mit denen von Ritzel und den Werten, die sich unter Anwendung der BerGBergbau bei Verwendung von Punktschätzern ergeben, sehr gut verträglich sind, muss angenommen werden, dass die Werte von Vahlbruch

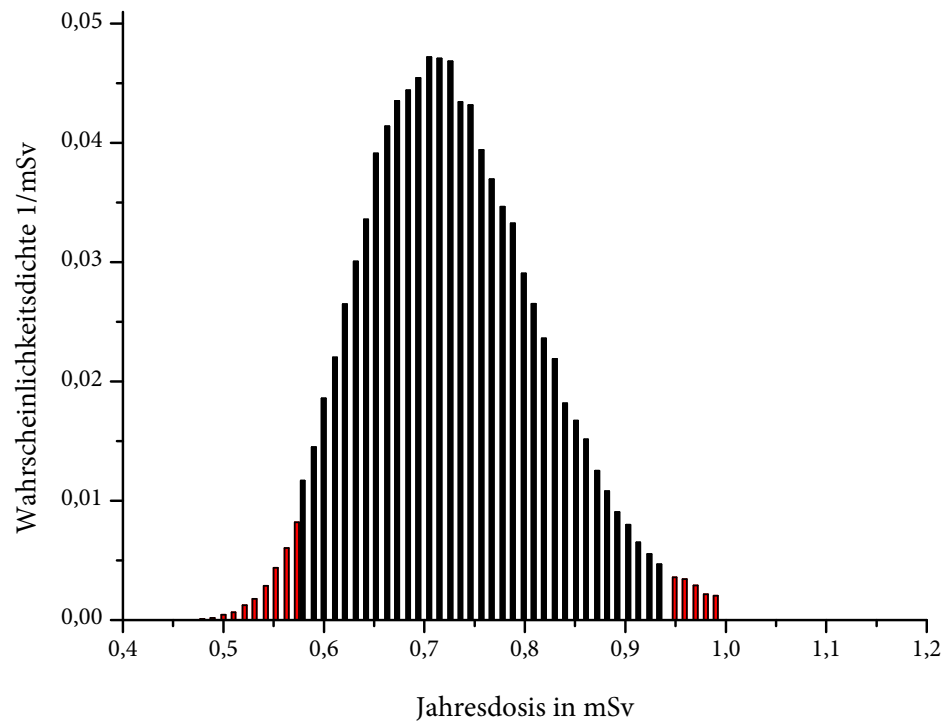


Abbildung 9.1: Verteilung der Gesamtjahresdosis in Niedersachsen (altersgewichteter Mittelwert) durch Ingestion von Nahrungsmitteln und Trinkwasser, externe Bestrahlung, Staubinhalation und Direktiongestion von Boden.

Tabelle 9.14: Natürliche Jahresdosen aus externer Bestrahlung, Bodeningestion, Staubinhalation und Nahrungsmitteln für Niedersachsen

Pfad	<1	1-2	2-7	7-12	12-17	>17
Nahrung+K40 ^a						
Median/GS	0,570 · 1,6 ^{±1}	0,375 · 1,5 ^{±1}	0,342 · 1,4 ^{±1}	0,345 · 1,3 ^{±1}	0,360 · 1,4 ^{±1}	0,217 · 1,2 ^{±1}
EW	0,683	0,405	0,358	0,359	0,377	0,220
95%VB	0,341 – 1,424	0,257 – 0,856	0,252 – 0,646	0,257 – 0,618	0,255 – 0,670	0,189 – 0,298
Externe Bestrahlung						
Median/GS	0,556 · 1,2 ^{±1}	0,487 · 1,2 ^{±1}	0,487 · 1,2 ^{±1}	0,487 · 1,2 ^{±1}	0,417 · 1,2 ^{±1}	0,417 · 1,2 ^{±1}
EW	0,565	0,495	0,495	0,495	0,424	0,424
95%VB	0,389 – 0,795	0,340 – 0,696	0,340 – 0,696	0,340 – 0,696	0,292 – 0,596	0,292 – 0,596
Boden-ingestion						
Median/GS		0,087 · 1,5 ^{±1}	0,031 · 1,5 ^{±1}	0,006 · 1,5 ^{±1}	0,007 · 1,5 ^{±1}	0,002 · 1,5 ^{±1}
EW		0,095	0,034	0,006	0,008	0,002
95%VB		0,014 – 0,192	0,005 – 0,069	0,001 – 0,013	0,002 – 0,015	0,000 – 0,004
Staub-inhalation						
Median/GS	0,002 · 1,2 ^{±1}	0,002 · 1,2 ^{±1}	0,003 · 1,2 ^{±1}	0,003 · 1,2 ^{±1}	0,004 · 1,2 ^{±1}	0,004 · 1,2 ^{±1}
EW	0,002	0,003	0,003	0,003	0,004	0,004
95%VB	0,001 – 0,002	0,002 – 0,004	0,002 – 0,004	0,002 – 0,005	0,003 – 0,005	0,003 – 0,005
Jahresdosis ^b						
Median/GS	1,15 · 1,3 ^{±1}	0,975 · 1,2 ^{±1}	0,879 · 1,2 ^{±1}	0,855 · 1,2 ^{±1}	0,801 · 1,2 ^{±1}	0,647 · 1,1 ^{±1}
EW	1,189	0,994	0,891	0,866	0,813	0,652
95%VB	0,829 – 2,008	0,739 – 1,478	0,683 – 1,231	0,663 – 1,178	0,616 – 1,142	0,512 – 0,838
zum Vergleich:						
Median/GS	1,15 · 1,3 ^{±1}	0,928 · 1,2 ^{±1}	0,863 · 1,2 ^{±1}	0,852 · 1,2 ^{±1}	0,798 · 1,2 ^{±1}	0,645 · 1,1 ^{±1}
Jahresdosis						
EW	1,189	0,975	0,874	0,862	0,809	0,650
1000 h draußen ^c						
95%VB	0,829 – 2,014	0,707 – 1,427	0,669 – 1,209	0,662 – 1,173	0,614 – 1,140	0,511 – 0,836

^a Zur Dosis aus Nukliden der natürlichen Zerfallsreihen wurde der Dosisbeitrag von K-40 nach UNSCEAR [114] addiert^b Effektive Jahresdosis über die oben stehenden Pfade^c Effektive Jahresdosis über die oben stehenden Pfade bei 1000 Stunden Aufenthalt im Freien

Unabhängig von der Signifikanz werden hier wie auch in allen folgenden Tabellen dieser Art drei Nachkommastellen angegeben.

Tabelle 9.15: Erwartungswerte für die Exposition durch Radon [115] und die Gesamtjahresdosis aus Nahrungsmitteln, externer Bestrahlung, Staubinhalation, Direktingestion von Boden und Exposition durch Radon in Niedersachsen

	<1	1–2	2–7	7–12	12–17	>17
Radon	0,15	0,28	0,46	0,81	1,06	1,22
Gesamt	1,34	1,27	1,35	1,68	1,87	1,87

zu hoch sind. Für die durch Ingestion von Boden am höchsten exponierte Altersgruppe 1–2 a beträgt der Erwartungswert bei 2000 h im Freien 0,1 mSv im Jahr und macht damit etwa 10 % der Gesamtdosis aus.

Für die Inhalation von Staub konnten die Werte von Vahlbruch reproduziert werden. Die Expositionen liegen generell sehr niedrig und tragen für alle Altersgruppen mit unter 1 % nicht signifikant zur Jahresdosis bei.

Bei der Modellierung der Exposition durch Nahrung und Trinkwasser wurden die Gleichungen nach BerGBergbau verwendet, und ein Dosisbeitrag für K-40 nach UNSCEAR [114] als Punktschätzer addiert. Dies unterscheidet sich von der Vorgehensweise von Vahlbruch für die Altersgruppe <1 Jahr, für die sich ein etwas niedrigerer Dosisbeitrag ergibt. Die anderen Ergebnisse konnten reproduziert werden. Für Säuglinge stellt die Ingestion von Nahrung und Trinkwasser mit 0,68 mSv im Jahr den bedeutendsten Dosisbeitrag dar. Für die anderen Altersgruppen ist er geringer und trägt bei Erwachsenen nur etwa 25 % zur Dosis bei.

Inhalation von Radon

Die Exposition durch Radon ist nicht Thema dieser Arbeit. Zur Gesamtjahresdosis trägt Radon jedoch signifikant bei. Daher sind in Tabelle 9.15 die Erwartungswerte für die Exposition durch Radon nach Vahlbruch [115] sowie die Gesamtjahresdosen als Summe der Erwartungswerte der Radondosis und Jahresdosis nach Tabelle 9.14 angegeben.

Der altersgewichtete Mittelwert ergibt sich zu 1,78 mSv und ist etwas niedriger als der von Vahlbruch für Niedersachsen angegebene. Insgesamt passt er hervorragend mit dem vom BfS als Mittelwert für Deutschland angegebenen Wert von 2,1 mSv zusammen, da Niedersachsen geringere Nuklidgehalte im Boden aufweist als der Bundesdurchschnitt.

9.3 Fossa Eugeniana

9.3.1 Ableitung repräsentativer Werte für die Modellierung

Für die modellierten Expositionsszenarien sind zwei Fälle zu unterscheiden, da die höchsten Kontaminationen in einem Naturschutzgebiet auf der rechten Seite des Altrheins liegen, das nicht betreten werden darf. Eine solche unzulässige Nutzung ist streng nach den BerGBergbau nicht zu berücksichtigen. Realistischerweise muss man es jedoch betrachten, da das Betretungsverbot von der lokalen Bevölkerung gelegentlich ignoriert wird. Daher ergeben sich die Szenarien „Aufenthalt

Tabelle 9.16: Modelldaten für die Expositionsszenarien zum Bereich Fossa Eugenia und Rheinberger Altrhein

Szenario ^a	Verteilung	ODL	U-238, U-234	Th-230	Ra-226	Pb-210	Po-210
AR Max	PS	410	46	46	1580	720	720
AR rechts	lognorm	$261 \cdot 1,4^{\pm 1}$	$40 \cdot 1,4^{\pm 1}$	$40 \cdot 1,4^{\pm 1}$	$726 \cdot 1,4^{\pm 1}$	$343 \cdot 1,4^{\pm 1}$	$343 \cdot 1,4^{\pm 1}$
AR links	lognorm	$246 \cdot 1,3^{\pm 1}$	$40 \cdot 1,3^{\pm 1}$	$40 \cdot 1,3^{\pm 1}$	$647 \cdot 1,3^{\pm 1}$	$307 \cdot 1,3^{\pm 1}$	$307 \cdot 1,3^{\pm 1}$
geogen PS	PS	85	35	35	43	37	37
geogen	lognorm	$85 \cdot 1,2^{\pm 1}$	$34 \cdot 1,3^{\pm 1}$	$34 \cdot 1,3^{\pm 1}$	$42 \cdot 1,2^{\pm 1}$	$34 \cdot 1,5^{\pm 1}$	$34 \cdot 1,5^{\pm 1}$
Fisch	PS		$1,79 \cdot 10^{-1}$	$1,79 \cdot 10^{-1}$	$2,20 \cdot 10^{-2}$	$2,20 \cdot 10^{-1}$	$2,20 \cdot 10^{-1}$
Weidefläche	lognorm	$118 \cdot 1,1^{\pm 1}$	$38 \cdot 1,1^{\pm 1}$	$38 \cdot 1,1^{\pm 1}$	$47 \cdot 1,1^{\pm 1}$	$43 \cdot 1,1^{\pm 1}$	$43 \cdot 1,1^{\pm 1}$
Weide Ufer	lognorm	$276 \cdot 1,3^{\pm 1}$	$48,9 \cdot 1,3^{\pm 1}$	$48,9 \cdot 1,3^{\pm 1}$	$945 \cdot 1,3^{\pm 1}$	$387 \cdot 1,3^{\pm 1}$	$387 \cdot 1,3^{\pm 1}$
Weidegras	PS		$1,33 \cdot 10^{-1}$	$1,33 \cdot 10^{-1}$	$2,39 \cdot 10^{-1}$	1,32	1,32
Wasser Altrhein	PS		$2,40 \cdot 10^{-2}$	$2,40 \cdot 10^{-2}$	$2,50 \cdot 10^{-2}$	$4,50 \cdot 10^{-2}$	$1,30 \cdot 10^{-3}$
Wasser geogen	PS		$1,35 \cdot 10^{-2}$	$1,35 \cdot 10^{-2}$	$3,40 \cdot 10^{-3}$	$6,60 \cdot 10^{-3}$	$6,60 \cdot 10^{-3}$
		U-235	Pa-231, Ac-227	Th-232	Ra-228	Th-228	
AR Max	PS	2	2	37	174	207	
AR rechts	lognorm	$2 \cdot 1,4^{\pm 1}$	$2 \cdot 1,4^{\pm 1}$	$37 \cdot 1,4^{\pm 1}$	$71 \cdot 1,4^{\pm 1}$	$81 \cdot 1,4^{\pm 1}$	
AR links	lognorm	$2 \cdot 1,3^{\pm 1}$	$2 \cdot 1,3^{\pm 1}$	$37 \cdot 1,3^{\pm 1}$	$65 \cdot 1,3^{\pm 1}$	$74 \cdot 1,3^{\pm 1}$	
geogen PS	PS	2	2	38	38	38	
geogen	lognorm	$2 \cdot 1,3^{\pm 1}$	$2 \cdot 1,3^{\pm 1}$	$36 \cdot 1,5^{\pm 1}$	$36 \cdot 1,4^{\pm 1}$	$35 \cdot 1,5^{\pm 1}$	
Fisch	PS	$8,25 \cdot 10^{-3}$	$8,25 \cdot 10^{-3}$	$7,60 \cdot 10^{-2}$	$7,60 \cdot 10^{-2}$	$1,30 \cdot 10^{-2}$	
Weidefläche	lognorm	$2 \cdot 1,1^{\pm 1}$	$2 \cdot 1,1^{\pm 1}$	$44 \cdot 1,1^{\pm 1}$	$44 \cdot 1,1^{\pm 1}$	$44 \cdot 1,1^{\pm 1}$	
Weide Ufer	lognorm	$2 \cdot 1,3^{\pm 1}$	$2 \cdot 1,3^{\pm 1}$	$44 \cdot 1,3^{\pm 1}$	$116 \cdot 1,3^{\pm 1}$	$131 \cdot 1,3^{\pm 1}$	
Weidegras		$6,13 \cdot 10^{-3}$	$1,00 \cdot 10^{-2}$	$1,04 \cdot 10^{-1}$	$2,45 \cdot 10^{-1}$	$1,04 \cdot 10^{-1}$	
Wasser Altrhein	PS	$1,10 \cdot 10^{-3}$	$1,10 \cdot 10^{-3}$	$3,20 \cdot 10^{-3}$	$3,20 \cdot 10^{-3}$	$3,80 \cdot 10^{-2}$	
Wasser geogen	PS	$6,30 \cdot 10^{-4}$	$6,30 \cdot 10^{-4}$	$3,20 \cdot 10^{-4}$	$3,20 \cdot 10^{-4}$	$3,20 \cdot 10^{-4}$	

^a Zur Erläuterung siehe Text

im Naturschutzgebiet am Altrhein“ (AR rechts) sowie „Aufenthalt im erlaubten Gebiet am Altrhein“ (AR links).

Für eine konservative Abschätzung der höchsten möglichen Strahlenexpositionen wurden in [38] die Maximalwerte der Bodenaktivitäten, die auf Fläche 12 gefunden wurden, verwendet. Für die Abschätzung der Ortsdosisleistung wurden jeweils die Mittelwerte über die zehn höchsten Messwerte und ihre unmittelbar angrenzenden Werte genommen. Der höchste dieser Mittelwerte floss in die Modellierung ein. Diese Modellierung erfolgt mit Punktschätzern. Das Szenario ist in Tabelle 9.16, in der sich sämtliche Daten befinden, die Eingang in Modellierungen zu Fossa Eugenia und Rheinberger Altrhein gefunden haben, mit „AR Max.“ bezeichnet.

Für die Betrachtung des erlaubten Gebietes, das auf der linken Seite des Altrheins liegt, wurde in [38] der Erwartungswert der Ortsdosisleistung berechnet, und aus diesem über die empirisch ermittelten Korrelationen die Aktivitäten der relevanten Radionuklide im Boden.

Für eine realistische Betrachtung können die in Tabelle 7.3 angegebenen statistischen Kennzahlen der Ortsdosisleistung bei Annahme einer Lognormalverteilung herangezogen werden. Für die Berechnung der Aktivitäten im Boden wird wiederum die Korrelation mit der Ortsdosisleistung verwendet. Hierbei können die Fälle „Altrhein rechte Seite“ (AR rechts) und „Altrhein linke Seite“ (AR links) in Tabelle 9.16 unterschieden werden, die in etwa den beiden Fällen „erlaubtes Gebiet“ und „Gesamtgebiet“ im Abschlussbericht zum Projekt [38] entsprechen.

Zur Abschätzung des geogenen Hintergrunds der Ortsdosisleistung kann ebenfalls Tabelle 7.3 herangezogen werden. Für die Bereiche Issumer Fleuth, Eyllsche Kendel, oberer Moersbach und Jennekes Gatt sind die Mittelwerte niedrig und die Schwankungen gering. Über alle vier Bereiche ergibt sich der geometrische Mittelwert zu $85 \cdot 1,2^{\pm 1}$ nSv/h. Die Annahme einer Lognormalverteilung kann zwar nach dem Shapiro-Wilk-Test [89] mathematisch abgelehnt werden, stellt aber wegen der geringen Abweichungen trotzdem eine plausible Annahme dar. Die Hintergrundaktivitäten im Boden können aus den Messwerten für Fläche 07 sowie den beiden Proben der Weidefläche abgeschätzt werden. In diesen sind die Aktivitäten niedrig und die Zerfallsreihen im Gleichgewicht. Die Daten finden sich auch in Tabelle 7.5. In Tabelle 9.16 sind sämtliche Werte der geogenen Aktivitäten sowohl für die Modellierung mit Punktschätzern (PS) als auch mit Verteilungen gegeben.

Neben der Exposition durch Aufenthalt auf Kontaminationen muss auch die Exposition durch Verzehr von Milch und Fleisch von am Altrhein gehaltenen Kühen berücksichtigt werden. Da Fleisch und Milch nicht direkt gemessen wurden, müssen die Nuklidgehalte durch Rechnung bestimmt werden. Dafür ist eine Probe von Weidegras untersucht worden. Die Aktivitäten von Th-230 und U-235 wurden aus der Aktivität von U-238 bestimmt. Da Thorium einen deutlich niedrigeren Transferfaktor als Radium besitzt (siehe 9.10), wurde die Aktivität von Th-232 mit der seines Tochternuklids Th-228 gleichgesetzt. Die Proben von Weidegras können nur als Punktschätzer dienen. Für die Bodenaktivitäten können jedoch über die Mischproben und die Verteilung der ODL auch Aussagen über die Verteilung der Bodenaktivitäten gemacht werden. Hierbei hat die eigentliche, unkontaminierte Weidefläche einen Anteil von 86,2 % an der gesamten Weidefläche, die kontaminierten Bereiche am Ufer des Altrheins einen Anteil von 13,8 %. Die Daten für beide Teile finden sich in Tabelle 9.16 unter Weidefläche bzw. Weide Ufer.

Im Abschlussbericht wurde die Ingestion von Nahrungsmitteln, die in lokalen Kleingärten angebaut wurden, berechnet. Für diese wurde angenommen, dass sie auf nicht kontaminiertem Boden angebaut und mit kontaminiertem Altrheinwasser beregnet werden. Dies ist jedoch als konservativ, nicht als realistisch einzuschätzen, da solche Nutzungen nicht bekannt sind. Für die Modellierung mit Punktschätzern wurde eine solche Nutzung dennoch unterstellt.

Da nur wenige Messergebnisse für Wasser vorlagen, können nur Abschätzungen gemacht, nicht aber Verteilungen angegeben werden. Die Ergebnisse vom VKTA für die Proben 2 und 5 können als Schätzer für den geogenen Hintergrund dienen, die Ergebnisse für Probe 16 als Schätzer für Altrheinwasser, das für Viehtränke und Beregnung genutzt wird. Die Werte sind in Tabelle 9.16 unter Wasser geogen bzw. Wasser Altrhein zu finden.

Im Abschlussbericht des Projekts [38] werden als Prognose für die zukünftige Entwicklung zwei Fälle betrachtet:

1. die Ausbildung eines radioaktiven Gleichgewichtes zwischen Ra-226 und Pb-210 sowie Po-210 bei gleichzeitigem Zerfall von bergbaubedingtem Ra-228 und Th-228 und
2. fortgesetzte Sedimentation mit weiter bestehenden radioaktiven Ungleichgewichten.

Während der erste Fall als konservativ einzuschätzen ist, wurde der zweite von Gellermann [38] nach Auswertung bisheriger Sedimentationsraten vorgeschlagen und als realistischer eingestuft. Der zweite Fall geht davon aus, dass sich die Aktivitäten um bis zu 40 % erhöhen, die Aktivitätsverhältnisse zwischen den Nukliden jedoch gleich bleiben. Beide Fälle gehen jedoch von einigen Annahmen aus, so dass sie nur als Abschätzung mit einigen Konservativitäten anzusehen sind. Eine realistische Modellierung durch Monte-Carlo-Simulationen scheint daher nicht sinnvoll, und die möglichen Entwicklungen sollen hier nicht weiter betrachtet werden.

9.3.2 Punktschätzer

Zunächst wurde eine Modellierung mit Punktschätzern nach den BerGBergbau durchgeführt. Dabei wurden die Eingabewerte nach Tabelle 9.16 verwendet und eine Aufenthaltszeit von 1000 Stunden im Jahr angenommen. Von der Modellierung im Abschlussbericht unterscheiden sich die Modelldaten durch eine etwas andere Definition des erlaubten Gebietes, standortspezifische, niedrigere Untergrundwerte für Boden und andere Wasserdaten, bei denen auch die Ergebnisse der Analytik mit LSC und Alphaspektrometrie berücksichtigt wurden. Die Ergebnisse zeigt Tabelle 9.17.

Die so ermittelten bergbaubedingten zusätzlichen Jahresdosen enthalten bereits den Abzug des geogenen Hintergrundes. Die Expositionen bewegen sich für die linke Seite (erlaubtes Gebiet) zwischen 0,13 mSv für Erwachsene und 0,42 mSv für 1–2-Jährige. Verglichen mit den zu erwartenden Gesamtjahresdosen aus natürlichen Quellen, die etwa denen in Niedersachsen (Tabelle 9.14) entsprechen, ist diese Erhöhung zwar deutlich, aber noch im Schwankungsbereich der natürlichen Exposition. Für die Modellierung mit den Maximalwerten der rechten Seite des Altrheins jedoch ergeben sich höhere Dosen. Der maximale Exposition ergibt sich für die Altersgruppe 1–2 Jahre mit 0,9 mSv im Jahr. Dies ist sehr nah am Richtwert der Strahlenschutzverordnung [110] von 1 mSv.

Die zusätzliche Exposition durch Verzehr von Milch und Fleisch beträgt dabei je nach Altersgruppe 0,02–0,06 mSv im Jahr und trägt damit nicht signifikant zur gesamten Dosis bei.

Etwas problematisch ist hier die Verwendung von Punktschätzern, die nicht die Variation einzelner Parameter berücksichtigen kann. Darüberhinaus wird von einer jährlichen Aufenthaltszeit von 1000 Stunden ausgegangen, was immerhin 20 Stunden pro Woche oder 3 Stunden am Tag entspricht. Dies ist sicherlich eine konservative Annahme. Nach den überarbeiteten Berechnungsgrundlagen [109] sind für solche unkultivierten Flächen nun niedrigere Aufenthaltszeiten

Tabelle 9.17: Bergbaubedingte zusätzliche Dosen für den Bereich Fossa Eugenia und Rheinberger Altrhein, ermittelt mit Punktschätzern

Szenario/ Pfad ^a	<1	1–2	2–7	7–12	12–17	>17
AR links	0,226	0,417	0,264	0,193	0,187	0,132
davon extern	0,135	0,118	0,118	0,118	0,101	0,101
davon Boden		0,232	0,083	0,016	0,021	0,006
davon Mi+Fl	0,060	0,050	0,050	0,045	0,049	0,020
AR re. Max.	0,351	0,895	0,505	0,329	0,315	0,235
davon extern	0,258	0,226	0,226	0,226	0,194	0,194
davon Boden		0,601	0,214	0,041	0,055	0,014
davon Mi+Fl	0,060	0,050	0,050	0,045	0,049	0,020

^a Zur Erläuterung siehe Text

anzusetzen. Diese können Tabelle 9.1 entnommen werden und führen dazu, dass die Expositionen für die Altersgruppen 2–7, 7–12 und 12–17 Jahre auf ein Viertel, für die Altersgruppen 1–2 Jahre und Erwachsene auf ein Zehntel des angegebenen Wertes sinken. Für Säuglinge wird sogar angenommen, dass sie gar keine Zeit in solchen Umgebungen verbringen. Dies ist sicherlich realistischer.

Insgesamt werden die Ergebnisse des Abschlussberichtes auch bei dieser Modellierung bestätigt. Die hier berechneten Ergebnisse liegen etwas niedriger. Dies ist insbesondere auf die niedrigeren Aktivitätsdaten für Wasser zurückzuführen. Hier zeigt sich ein deutliches Problem: die Modellierung von Nahrungsmitteln über allgemeine Transferfaktoren ist nicht standortspezifisch. Die so ermittelten Expositionen können dann real nicht existierende Beiträge beinhalten. Dies kann nur umgangen werden, wenn Daten über Nahrungsmittel zur Modellierung verwendet werden.

Für die rechtliche Beurteilung der Situation an der Fossa Eugenia spielt dies jedoch keine Rolle: Die Dosen liegen für alle Altersgruppen unter dem Richtwert der Strahlenschutzverordnung [110] von 1 mSv pro Jahr.

9.3.3 Verteilungen

Für eine realistischere Ermittlung der Strahlenexposition kann für Expositionspfade, für deren Eingangsgrößen genügend Informationen vorliegen, eine Monte-Carlo-Simulation durchgeführt werden. In den in dieser Arbeit betrachteten Fällen waren das die Expositionspfade, die mit dem Aufenthalt auf kontaminiertem Material zusammenhängen: äußere Exposition, Ingestion von Boden und Inhalation von Staub. Für die Simulation der Dosis aus Ingestion von Nahrungsmitteln ist die Datengrundlage zu gering. Die erhöhte Exposition durch Inhalation von Radon spielt im Bereich Fossa Eugenia keine Rolle [38].

Für alle Dosismodellierungen, die mit dem Aufenthalt zusammenhängen, wurde angenommen, dass die Aufenthaltszeit mit (1000 ± 500) Stunden normalverteilt ist. Dabei wird diese Verteilung bei 0 Stunden (negative Aufenthaltszeiten sind nicht möglich) und bei 2000 Stunden abgeschnitten.

Tabelle 9.18: Geogene und erhöhte Bruttoexposition am Rheinberger Altrhein durch Aufenthalt auf kontaminiertem Material, ermittelt durch Monte-Carlo-Simulationen. Berücksichtigt sind externe Exposition, Staubinhalation und Bodeningestion.

Szenario ^a	<1	1–2	2–7	7–12	12–17	>17
geogen	0,073 0,011 – 0,146	0,119 0,018 – 0,222	0,084 0,013 – 0,161	0,068 0,010 – 0,135	0,060 0,009 – 0,118	0,057 0,008 – 0,113
AR rechts	0,230 0,031 – 0,536	0,543 0,080 – 1,048	0,324 0,047 – 0,660	0,225 0,031 – 0,505	0,241 0,028 – 0,449	0,182 0,025 – 0,416
AR links	0,213 0,030 – 0,461	0,490 0,073 – 0,912	0,296 0,044 – 0,577	0,209 0,030 – 0,437	0,189 0,027 – 0,390	0,169 0,024 – 0,359

^a Zur Erläuterung siehe Text

Die Daten für Verteilungen der übrigen Eingangsgrößen sind in Tabelle 9.16 zu finden.

Zur Beurteilung einer erhöhten Exposition ist die Kenntnis der geogenen, also nicht erhöhten Expositionen notwendig. Daher sind in Tabelle 9.18 die Ergebnisse der Summe über die Dosis durch externe Bestrahlung, Staubinhalation und Direktingestion von Boden für die geogene und die erhöhte Exposition dargestellt.

Die geogenen Werte sind niedrig und nur für die Altersgruppe 1–2 Jahre über 0,1 mSv im Jahr. Sie berücksichtigen allerdings auch nur (1000±500) Stunden Aufenthalt.

Die erhöhten Ergebnisse unterscheiden sich für die linke Seite (erlaubtes Gebiet) und die rechte Seite (Gesamtgebiet) nicht so stark wie bei der Modellierung mit Punktschätzern, bei der für das Gesamtgebiet die Maximalwerte angenommen wurden. Der höchste Erwartungswert ergibt sich wiederum für die Altersgruppe 1–2 Jahre mit einem Erwartungswert von 0,54 mSv im Jahr. Der 95-%-Vertrauensbereich beträgt 0,08–1,05 mSv im Jahr. Dies kann auf zwei Arten interpretiert werden: zum einen bedeutet es, dass unter der exponierten Gruppe ein bestimmter Anteil eine Dosis über 1 mSv im Jahr erhält, zum anderen, dass es für eine Referenzperson eine gewisse Wahrscheinlichkeit gibt, dass sie eine Dosis von 1 mSv oder mehr im Jahr erhält. Theoretisch sind beide Interpretationen möglich. Da aber keine Informationen darüber vorliegen, ob tatsächlich eine Gruppe existiert, die in ihrem Verhalten der Referenzperson entspricht, oder wie groß diese Gruppe ist, scheint die zweite Sichtweise für diesen Fall sinnvoller. In jedem Fall kann die zu erwartende Dosis für die Altersgruppe 1–2 Jahre größer als 1 mSv im Jahr sein. Dies ist für den Aufenthalt auf der linken Seite nicht der Fall.

Die obige Vorgehensweise ermöglicht es zwar noch, einen Erwartungswert der bergbaubedingten, zusätzlichen Dosis als Differenz der Erwartungswerte für erhöhte und geogene Exposition anzugeben, aber eine Aussage über Schwankungen oder Verteilungen kann auf diese Weise nicht gewonnen werden. Bei Annahme von Lognormalverteilungen für erhöhte und geogene Dosis kann insbesondere nicht von einer lognormalverteilten zusätzlichen Dosis ausgegangen werden, denn bei der Differenzbildung können negative Werte vorkommen. Für negative Werte ist eine Lognormalverteilung jedoch nicht definiert. Daher ist es notwendig, nicht nur die geogene und die erhöhte Exposition als Zufallsvariable aufzufassen, sondern auch die bergbaubedingten Zusatzdosen als deren Differenz. Im Folgenden werden daher nur noch die Wahrscheinlichkeitsverteilungen dieser zusätzlichen Dosen, deren Verteilung durch Monte-Carlo-Simulationen gewonnen wurden,

betrachtet. Die Ergebnisse der Berechnungen dieser Dosen für den Bereich Rheinberger Altrhein zeigt Tabelle 9.19.

Die so ermittelten Wahrscheinlichkeitsverteilungen, eine bergbaubedingte zusätzliche Dosis zu erhalten, besitzen Erwartungswerte zwischen 0,12 mSv für Erwachsene und 0,41 mSv für 1–2-Jährige. Diese Erwartungswerte sind damit deutlich niedriger als die mit Punktschätzern ermittelten Werte (siehe Tabelle 9.17). Auch hier zeigt sich, dass sich die Szenarien Aufenthalt am Altrhein linke Seite (AR links) und Aufenthalt am Altrhein rechte Seite (AR rechts) nur wenig unterscheiden. Den größten Unterschied gibt es bei der Altersgruppe 1–2 Jahre. Auffällig ist, dass die untere Grenze des Vertrauensbereiches dabei nur wenig unterschiedlich ist, die obere Grenze jedoch stärker differiert. Die Verteilungen werden bei höheren Erwartungswerten also breiter.

In Tabelle 9.19 ist außerdem das Szenario „Altrhein rechts, verringerte Verfügbarkeit von Radium“ gegeben. Bei diesem wurden die Dosiskoeffizienten für die Ingestion von Ra-226 und Ra-228 im Boden als um einen Faktor zehn niedrigere Punktschätzer angenommen. Nach dem in Kapitel 7.4 dargestellten Vorversuch zur Verfügbarkeit von Radium, das aus Kontaminationen des Steinkohlebergbaus stammt, scheint diese Annahme realistischer, auch wenn noch keine genaueren Informationen über die tatsächlichen f_1 -Werte vorliegen. Mit diesen niedrigeren Dosiskoeffizienten ergibt sich für die Altersgruppe 1–2 Jahre eine Verringerung der Dosis durch Ingestion von Boden um 44 %. Auch die Gesamtdosis aus externer Exposition, Bodeningestion und Staubinhalation ist für diese Altersklasse um etwa 25 % geringer. Die oberen Grenzen des Vertrauensbereiches sinken um etwa 20 %. Für alle anderen Altersgruppen sind die entsprechenden Werte ebenfalls niedriger. Für Erwachsene ergibt sich jedoch praktisch keine Änderung der Dosis, da diese von der externen Bestrahlung dominiert wird. Von der Änderung unbeeinflusst ist natürlich auch die Dosis für Säuglinge <1 a, da für diese nach Konvention keine Direktingestion von Boden zu berücksichtigen ist. Insgesamt ist die Reduktion der Dosis jedoch signifikant, so dass Untersuchungen zur Verfügbarkeit von Radium aus Kontaminationen des Steinkohlebergbaus und den daraus resultierenden Dosiskoeffizienten unternommen werden sollten. Für die weiteren Betrachtungen erhöhter Dosen aus dem Steinkohlebergbau werden jedoch die Dosisfaktoren nach BerGBergbau ([106] und Tabelle 9.3) verwendet.

Tabelle 9.19: Bergbaubedingte zusätzliche Dosen am Rheinberger Altrhein, ermittelt mit Monte-Carlo-Simulationen

Szenario/ Pfad ^a	<1	1-2	2-7	7-12	12-17	>17
Altrhein rechts	0,153	0,405	0,230	0,153	0,140	0,122
Aufenthalt ges.	0,012 – 0,434	0,061 – 0,858	0,032 – 0,536	0,016 – 0,409	0,016 – 0,364	0,011 – 0,336
davon externe	0,152	0,133	0,133	0,133	0,114	0,114
Bestrahlung	0,012 – 0,433	0,010 – 0,379	0,010 – 0,379	0,010 – 0,379	0,009 – 0,324	0,009 – 0,324
davon Boden- ingestion		0,271	0,096	0,018	0,024	0,006
		0,040 – 0,57	0,014 – 0,200	0,003 – 0,039	0,004 – 0,053	0,001 – 0,014
davon Staub- inhalation	0,0007	0,0009	0,0009	0,0011	0,0013	0,0012
	0,0001 – 0,0014	0,0001 – 0,0020	0,0001 – 0,0020	0,0001 – 0,0025	0,0002 – 0,0029	0,0002 – 0,0026
Altrhein links	0,136	0,353	0,202	0,135	0,124	0,108
Aufenthalt ges.	0,014 – 0,355	0,054 – 0,722	0,030 – 0,447	0,016 – 0,336	0,016 – 0,3	0,012 – 0,276
davon externe	0,135	0,118	0,118	0,118	0,101	0,101
Bestrahlung	0,014 – 0,355	0,012 – 0,310	0,012 – 0,310	0,012 – 0,310	0,010 – 0,266	0,010 – 0,266
davon Boden- ingestion		0,234	0,083	0,016	0,021	0,006
		0,036 – 0,47	0,013 – 0,17	0,002 – 0,033	0,003 – 0,044	0,001 – 0,011
davon Staub- inhalation	0,0006	0,0008	0,0008	0,0010	0,0011	0,0010
	0,0001 – 0,0012	0,0001 – 0,0016	0,0001 – 0,0017	0,0001 – 0,0020	0,0001 – 0,0024	0,0001 – 0,0021
Altrhein rechts, verringerte Verfügbarkeit von Radium						
Aufenthalt ges.	0,153	0,323	0,199	0,145	0,126	0,120
	0,012 – 0,435	0,047 – 0,713	0,026 – 0,486	0,014 – 0,397	0,013 – 0,343	0,011 – 0,333
davon Boden- ingestion		0,188	0,065	0,011	0,010	0,004
		0,027 – 0,420	0,009 – 0,146	0,002 – 0,024	0,001 – 0,024	0,001 – 0,009

^a Zur Erläuterung siehe Text

Tabelle 9.20: Modelldaten für die Expositionsszenarien zum Bereich Lippe. Angegeben sind Erwartungswert sowie geometrischer Mittelwert bzw. Punktschätzer

Szenario ^a	U-238, U-234, Th-230 (Bq/kg)	Ra-226 (Bq/kg)	Pb-210, Po-210 (Bq/kg)	Ra-228 (Bq/kg)	Th-228 (Bq/kg)	ODL (nSv/h)
Lippe links	24 23 · 1,42 ^{±1}	247 132 · 3,06 ^{±1}	128 89 · 2,35 ^{±1}	38 31 · 1,88 ^{±1}	45 35 · 2,01 ^{±1}	143 134 · 1,4 ^{±1}
Lippe rechts	29 28 · 1,26 ^{±1}	247 156 · 2,60 ^{±1}	135 104 · 2,1 ^{±1}	40 37 · 1,53 ^{±1}	46 41 · 1,62 ^{±1}	154 150 · 1,3 ^{±1}
Lippe 0–10 m	25 23 · 1,42 ^{±1}	255 189 · 2,17 ^{±1}	129 110 · 1,8 ^{±1}	38 32 · 1,81 ^{±1}	46 37 · 1,93 ^{±1}	148 142 · 1,3 ^{±1}
Lippe Geogen	18 16,9 · 1,5 ^{±1}	28 26,4 · 1,5 ^{±1}	29 27,7 · 1,4 ^{±1}	18 17,1 · 1,5 ^{±1}	19 17,4 · 1,5 ^{±1}	92 89 · 1,3 ^{±1}
Sickingmühlen- bach (PS)	39	787	189	87	114	446

^a Zur Erläuterung siehe Text

9.4 Lippe

9.4.1 Ableitung repräsentativer Werte für die Modellierung

Für die Modellierung müssen im Bereich der Lippe der Aufenthalt auf kontaminiertem Boden mit externer Bestrahlung, Ingestion von Boden und Inhalation von Staub betrachtet werden. Außerdem können Fleisch und Milch von am Ufer der Lippe gehaltenen Kühen zu einer Ingestionsdosis führen.

Für die abdeckende Ermittlung der Exposition aus Aufenthalt auf kontaminiertem Boden kann zunächst die höchstbelastete Stelle am Sickingmühlenbach mit Punktschätzern modelliert werden. Der Aufenthalt am Ufer der Lippe wird mit Verteilungen modelliert. Dazu sind für den in Karte 7.22 dargestellten Bereich für das linke und das rechte Flussufer getrennt die Mittelwerte der Bodenaktivitäten berechnet worden. Außerdem wird für beide Seiten zusammen der Bereich von 0–10 m Entfernung vom Ufer betrachtet. Die Eingabedaten finden sich in Tabelle 9.20. Dabei wird zwischen U-238 und U-235 das natürliche Aktivitätsverhältnis von 21,7 angenommen. Außerdem wird angenommen, dass U-235 im Gleichgewicht mit Pa-231 und Ac-227 steht und dass Th-232 nicht erhöht ist und mit der typischen geogenen Aktivität von 17,1,5^{±1} Bq/kg (siehe Tabelle 7.5) vorliegt.

Messwerte von Oberflächenwasser liegen leider nicht vor. Für Lippewasser am Zufluss des Sickingmühlenbachs gibt Schmid [94] eine Ra-226-Konzentration von (0,021±0,010) Bq/L, gemittelt über 16 Proben aus dem Zeitraum Dezember 1997 bis Mai 1999 an. Für eine Modellierung können daraus jedoch keine belastbaren Werte abgeleitet werden.

9.4.2 Punktschätzer

Tabelle 9.21 zeigt die Zusatzdosen für Referenzpersonen an der Lippe, die sich bei der Berechnung mit Punktschätzern ergeben. Berücksichtigt wurden wiederum externe Bestrahlung, Staubinhalation

Tabelle 9.21: Bergbaubedingte zusätzliche Jahresdosen für den Bereich Lippe, berechnet mit Punktschätzern

Szenario/ Pfad ^a	<1	1–2	2–7	7–12	12–17	>17
Sickingmühlbach	0,284	0,452	0,323	0,265	0,237	0,219
Lippe rechts	0,132	0,202	0,137	0,110	0,125	0,063
davon Mi+Fl	0,083	0,066	0,060	0,060	0,079	0,024
davon Extern	0,050	0,043	0,043	0,043	0,037	0,037
davon Boden		0,092	0,033	0,006	0,008	0,002
Muttermilch	0,354					
Lippe links	0,117	0,184	0,123	0,099	0,115	0,055
davon Mi+Fl	0,076	0,062	0,056	0,057	0,076	0,022
davon Extern	0,040	0,035	0,035	0,035	0,030	0,030
davon Boden		0,087	0,031	0,006	0,008	0,002
Muttermilch	0,333					
Lippe 0–10 m	0,200	0,254	0,186	0,162	0,198	0,081
davon Mi+Fl	0,155	0,126	0,115	0,116	0,156	0,045
davon Extern	0,045	0,039	0,039	0,039	0,034	0,034
davon Boden		0,088	0,031	0,006	0,008	0,002
Muttermilch	0,337					

^a Zur Erläuterung siehe Text

tion und Bodeningestion sowie der Verzehr von Milch und Fleisch. Für diesen konnte nur die aus kontaminiertem Boden resultierende Dosis modelliert werden, da keine Daten über Aktivitätskonzentrationen in Wasser vorlagen.

Für die am höchsten belastete Stelle am Sickingmühlenbach, für die die Pfade externe Bestrahlung, Staubinhalation und Bodeningestion berechnet wurden, ergeben sich bergbaubedingte zusätzliche Jahresdosen zwischen 0,22 mSv für Erwachsene und 0,45 mSv für 1–2-Jährige. Diese sind zwar erhöht und mit denen für die linke Seite des Rheinberger Altrheins vergleichbar, liegen aber deutlich unter den Maximalwerten des Altrheins auf der rechten Seite.

Für die anderen Bereiche an der Lippe sind die Ergebnisse etwa um einen Faktor 2 niedriger. Sie liegen zwischen 0,06 mSv (Szenario Lippe links, Erwachsene) und 0,25 mSv (Szenario Lippe 0–10 m, 1–2-Jährige) im Jahr und damit im Schwankungsbereich der natürlichen Dosis. Dabei ist in der in Tabelle 9.21 angegebenen gesamten bergbaubedingten Zusatzdosis neben der Exposition aus Aufenthalt auch die Dosis aus Verzehr von Milch und Fleisch enthalten. Für diese Lebensmittel wurde angenommen, dass die Kühe in diesem Bereich gehalten werden. Andere Nutzungen, zum Beispiel Obst- und Gemüseanbau, sind nicht bekannt. Die Exposition aus dem Verzehr von Milch und Fleisch macht im Bereich 0–10 m vom Lippeufer für 1–2-Jährige mit 0,13 mSv immerhin die Hälfte der modellierten Gesamtjahresdosis aus. Dass Kühe nur im Bereich bis 10 m vom Ufer gehalten werden, ist aber sicherlich nicht realistisch und stellt eher eine abdeckende Annahme

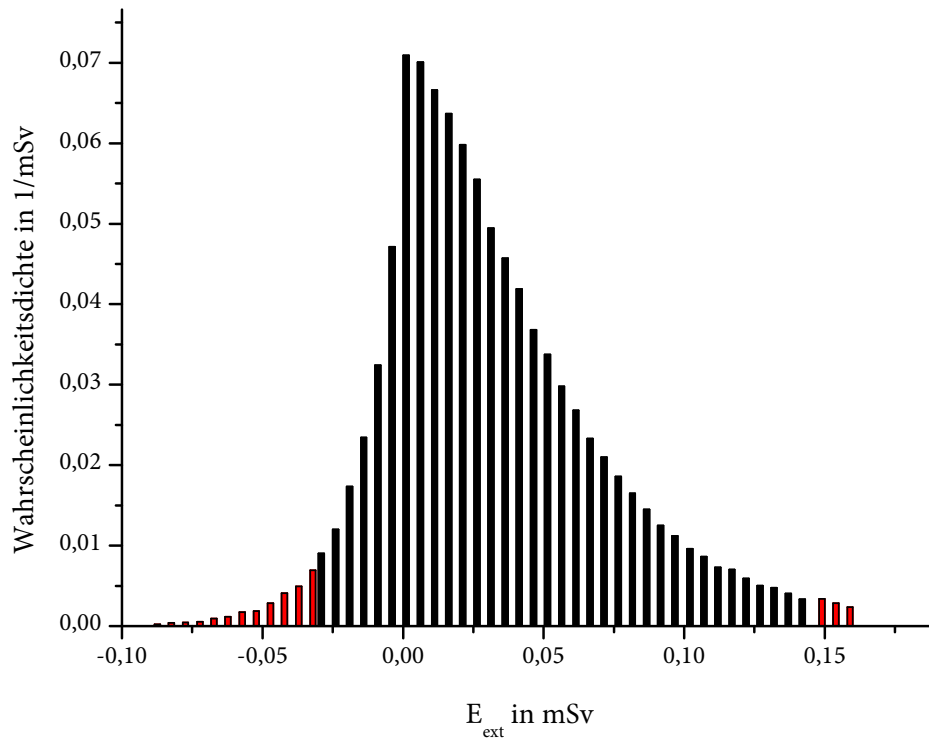


Abbildung 9.2: Wahrscheinlichkeitsverteilung für die bergbaubedingte zusätzliche Dosis durch externe Bestrahlung für die Altersgruppe 1–2 a im Bereich Bereich Lippe 0–10 m bei 1000 Stunden Aufenthalt

dar. Insgesamt sind die so ermittelten Zusatzdosen jedoch niedrig und mit der Schwankung der natürlichen Strahlenexposition zu vergleichen.

In Tabelle 9.21 sind außerdem die Ergebnisse für die Modellierung der Dosis durch Muttermilch angegeben. Diese betragen etwa 0,35 mSv im Jahr für alle Bereiche. Die Werte sind im Verhältnis zu den Gesamtexpositionen aus Aufenthalt und Verzehr von Milch und Fleisch zwar recht hoch, beinhalten aber Konservativitäten. Daher sind sie nicht für eine realistische Betrachtung geeignet, sondern können nur als Nachweis dienen, dass der Richtwert von 1 mSv im Jahr eingehalten wird.

9.4.3 Verteilungen

In Tabelle 9.22 sind die Erwartungswerte und 95%-Vertrauensbereiche dargestellt, die sich aus Monte-Carlo-Simulationen der bergbaubedingten Dosen an der Lippe ergeben. Zunächst fällt dabei auf, dass einige der Vertrauensbereiche eine negative untere Grenze besitzen. Als Beispiel für eine solche Verteilung mit negativer unterer Grenze des Vertrauensbereichs ist in Abbildung 9.2 die externe Exposition für 1–2-Jährige für den Bereich Lippe 0–10 m dargestellt.

Die Verteilung besitzt einen Modus bei 0 mSv. Der arithmetische Mittelwert, der den Erwartungswert darstellt, liegt bei 0,035 mSv. Bemerkenswert ist, dass von allen Werten immerhin 17 % im negativen Bereich liegen. Dies bedeutet, dass mit einer Wahrscheinlichkeit von 17 % für 1–2-Jährige, die sich gemäß den Modellannahmen verhalten, nicht mit einer Erhöhung der Dosis durch die Kontaminationen zu rechnen ist! Dieses Ergebnis kann weder bei der Berechnung mit Punktschätzern noch bei der Modellierung der Verteilungen für geogene und erhöhte Bruttodosen gewonnen werden.

Modelliert man nur den Bereich der Dosen über 0 mSv, also den einer tatsächlichen Erhöhung der jährlichen Exposition, so ergibt sich ein Erwartungswert von 0,038 mSv. Dies sind etwa 10 % mehr als bei Betrachtung des Gesamtbereichs. Der so berechnete Erwartungswert gilt aber nur für etwa 83 % aller Fälle. Wird die bergbaubedingte zusätzliche Dosis aus Aufenthalt für das Szenario Lippe 0–10 m, Altersgruppe 1–2 Jahre, so berechnet, dass nur tatsächlich erhöhte Expositionen betrachtet werden, so ergibt sich ein Erwartungswert von 0,127 mSv bei einem 95-%-Vertrauensbereich von 0,016–0,325 mSv. Diese Werte sind nur geringfügig höher als die in Tabelle 9.22 für dasselbe Szenario angegebenen, für die auch die Möglichkeit zugelassen wurde, dass die Dosis nicht erhöht ist.

Für alle in Tabelle 9.22 angegebenen Werte wurde für die Modellierung die Möglichkeit zugelassen, dass die Exposition gegenüber dem natürlichen Hintergrund nicht erhöht ist. Die so gewonnenen Erwartungswerte sind dabei mit den Ergebnissen aus der Berechnung mit Punktschätzern sehr gut vergleichbar. Der 95-%-Vertrauensbereich der zusätzlichen Dosis aus Aufenthalt, der die Pfade externe Bestrahlung, Staubinhalation und Bodeningestion beinhaltet, hat für 1–2-Jährige in allen hier betrachteten Szenarien eine positive untere Grenze. Das bedeutet, dass eine bergbaubedingte Erhöhung angenommen werden muss. Für alle anderen Altersgruppen ergibt sich bei allen Szenarien – und den hier getroffenen Annahmen –, dass mit einer nicht zu vernachlässigenden Wahrscheinlichkeit keine Erhöhung der Gesamtexposition gegenüber dem geogenen Hintergrund auftritt. Die maximale obere Grenze des Schwankungsbereiches für die Altersgruppe 1–2 Jahre beträgt für den Bereich Lippe links 0,375 mSv im Jahr und liegt damit deutlich niedriger als für den Bereich Rheinberger Altrhein.

9.5 Lengenfeld

9.5.1 Ableitung repräsentativer Werte für die Modellierung

Für Lengenfeld können drei Expositionsszenarien betrachtet werden:

- Aufenthalt im Garten am Plohnbach mit Verzehr dort angebauter Nahrungsmittel,
- Aufenthalt auf dem Übungsplatz und
- Aufenthalt auf dem Lenkteich mit Ingestion von Tailingmaterial.

Die Modelldaten für alle Szenarien zeigt Tabelle 9.23. Angegeben sind jeweils Erwartungswert sowie geometrischer Mittelwert und Standardabweichung.

Tabelle 9.22: Bergbaubedingte zusätzliche Jahresdosen für den Bereich Lippe, berechnet über Monte-Carlo-Simulationen. Angegeben sind jeweils Erwartungswert und 95%-Vertrauensbereich. Berücksichtigt sind externe Bestrahlung, Staubinhalation und Bodeningestion.

Szenario/ Pfad ^a	<1	1-2	2-7	7-12	12-17	>17
Lippe links						
Aufenthalt	0,040 -0,036 – 0,168	0,122 0,005 – 0,375	0,066 -0,008 – 0,211	0,041 -0,025 – 0,157	0,038 -0,019 – 0,141	0,032 -0,024 – 0,130
davon externe Bestrahlung	0,040 -0,036 – 0,168	0,035 -0,032 – 0,147	0,035 -0,032 – 0,147	0,035 -0,032 – 0,147	0,030 -0,027 – 0,126	0,030 -0,027 – 0,126
davon Boden- ingestion	0,088 0,005 – 0,295	0,031 0,002 – 0,106	0,000 0,000 – 0,001	0,006 0,000 – 0,021	0,008 0,000 – 0,030	0,002 0,000 – 0,007
davon Staub- inhalation	0,000 0,000 – 0,001	0,000 0,000 – 0,001	0,000 0,000 – 0,001	0,000 0,000 – 0,002	0,001 0,000 – 0,002	0,000 0,000 – 0,002
Lippe rechts						
Aufenthalt	0,040 -0,035 – 0,167	0,128 0,010 – 0,357	0,068 -0,004 – 0,208	0,042 -0,024 – 0,156	0,039 -0,018 – 0,139	0,032 -0,024 – 0,129
davon externe Bestrahlung	0,040 -0,036 – 0,167	0,035 -0,031 – 0,146	0,035 -0,031 – 0,146	0,035 -0,031 – 0,146	0,030 -0,027 – 0,125	0,037 -0,027 – 0,125
davon Boden- ingestion	0,093 0,009 – 0,278	0,033 0,003 – 0,100	0,000 0,000 – 0,001	0,006 0,001 – 0,020	0,008 0,001 – 0,028	0,002 0,000 – 0,007
davon Staub- inhalation	0,000 0,000 – 0,001	0,000 0,000 – 0,001	0,000 0,000 – 0,001	0,000 0,000 – 0,001	0,001 0,000 – 0,002	0,001 0,000 – 0,001
Lippe 0-10 m						
Aufenthalt	0,040 -0,036 – 0,168	0,123 0,011 – 0,323	0,067 -0,003 – 0,200	0,041 -0,024 – 0,156	0,038 -0,018 – 0,139	0,032 -0,024 – 0,130
davon externe Bestrahlung	0,040 -0,036 – 0,168	0,035 -0,032 – 0,147	0,035 -0,032 – 0,147	0,035 -0,032 – 0,147	0,030 -0,027 – 0,126	0,030 -0,027 – 0,126
davon Boden- ingestion	0,088 0,010 – 0,237	0,031 0,004 – 0,085	0,000 0,000 – 0,001	0,006 0,001 – 0,017	0,008 0,001 – 0,024	0,002 0,000 – 0,006
davon Staub- inhalation	0,000 0,000 – 0,001	0,000 0,000 – 0,001	0,000 0,000 – 0,001	0,000 0,000 – 0,001	0,001 0,000 – 0,002	0,000 0,000 – 0,002

^a Zur Erläuterung siehe Text

Tabelle 9.23: Modelldaten für die Expositionsszenarien im Bereich Lengenfeld

Ort	U-238, U-234 Bq/kg	Th-230 Bq/kg	Ra-226 Bq/kg	Pb-210 Bq/kg
Garten	1347	1801	1325	901
Plohnbach	1273 · 1, 4 ^{±1}	1702 · 1, 4 ^{±1}	1252 · 1, 4 ^{±1}	851 · 1, 4 ^{±1}
Übungsplatz	1365	4118	4564	2830
	1186 · 1, 7 ^{±1}	3577 · 1, 7 ^{±1}	3965 · 1, 7 ^{±1}	2458 · 1, 7 ^{±1}
Lenkteich	17046	138232	38540	27013
	16956 · 1, 1 ^{±1}	133588 · 1, 3 ^{±1}	38283 · 1, 1 ^{±1}	26850 · 1, 1 ^{±1}
Hintergrund	67	67	65	70
	63 · 1, 4 ^{±1}	63 · 1, 4 ^{±1}	61 · 1, 4 ^{±1}	68 · 1, 3 ^{±1}

Ort	U-235 Bq/kg	Pa-231, Ac-227 Bq/kg	Th-232, Ra-228 Bq/kg	Th-228 Bq/kg	ODL nSv/h
Garten	62, 1	82, 7	67, 0	63, 7	248
Plohnbach	59 · 1, 4 ^{±1}	78 · 1, 4 ^{±1}	63 · 1, 4 ^{±1}	60 · 1, 4 ^{±1}	234 · 1, 4 ^{±1}
Übungsplatz	62, 9	167	32, 4	29, 5	472
	55 · 1, 7 ^{±1}	145 · 1, 7 ^{±1}	28 · 1, 7 ^{±1}	26 · 1, 7 ^{±1}	410 · 1, 7 ^{±1}
Lenkteich	871	4799	225	194	595
	864 · 1, 1 ^{±1}	4720 · 1, 2 ^{±1}	222 · 1, 2 ^{±1}	192 · 1, 2 ^{±1}	480 · 1, 9 ^{±1}
Hintergrund	3	3	50	50	105
	3 · 1, 4 ^{±1}	3 · 1, 4 ^{±1}	48 · 1, 3 ^{±1}	48 · 1, 3 ^{±1}	100 · 104 ^{±1}

Garten am Plohnbach

Zu berücksichtigen sind der Aufenthalt mit externer Exposition, Staubinhalation und Bodeningestion sowie der Verzehr von angebauten Nahrungsmitteln.

Der Garten wurde im Raster $2 \text{ m} \times 2 \text{ m}$ beprobt, und es wurden 77 Messungen der ODL durchgeführt. Unter der Annahme, dass an jedem Einstich für die Bodenprobe die ODL gemessen wurde, ergibt sich damit eine Grundfläche von etwa 300 m^2 . Diese würde bei einem Flächenertrag von 2 kg/m^2 (Mittelwert zwischen Blatt- und anderem Gemüse nach Tabelle 9.11) ausreichen, um den Jahresbedarf einer Referenzperson zu decken.

Für die Modellierung mit Punktschätzern werden die Messergebnisse der spezifischen Aktivitäten im Boden sowie der Erwartungswert der Ortsdosisleistung verwendet. Darüber hinaus ist denkbar, dass die Pflanzen im Garten mit Wasser aus dem Plohnbach bewässert werden. Über dieses Wasser lagen ebenfalls keine Informationen vor, so dass nur die Bodenaktivitäten einbezogen wurden.

Die Messwerte der Mischprobe können als Erwartungswert der Aktivitäten im Garten angesehen werden. Über die gesamte Gartenfläche wurden im Raster ODL-Messungen durchgeführt, so dass sich bei Annahme einer Lognormalverteilung deren Parameter geometrischer Mittelwert und geometrische Standardabweichung schätzen lassen. Da auch hier zu erwarten ist, dass die ODL mit den Bodenaktivitäten korreliert ist, kann davon ausgegangen werden, dass die Aktivitäten im Boden ebenfalls lognormalverteilt sind. Dabei ist die geometrische Standardabweichung der ODL ein Maß für die geometrische Standardabweichung der Bodenaktivitäten.

In die Monte-Carlo-Simulationen wurden wiederum nur die Pfade externe Bestrahlung, Stau-

binhalation und Bodeningestion einbezogen. Für die Nahrungsmittel lagen weder Messwerte noch Informationen über Transferfaktoren vor, so dass die Transferfaktoren nach BerGBergbau verwendet werden mussten. Diese sind mit nicht standortspezifischen Annahmen verbunden, so dass eine MC-Simulation zu keinem Informationsgewinn führt.

Für die Aufenthaltszeit wurden (1000 ± 500) Stunden angesetzt. Dabei wurden bei den Simulationen zwei Fälle betrachtet: die Modellierung mit Punktschätzern der Bodeningestionsraten nach BerGBergbau und die Modellierung mit Verteilungen der Ingestionsraten, die aus den Informationen von Bothe [10] gewonnen wurden und in Tabelle 9.5 dargestellt sind.

Übungsplatz

Für den Übungsplatz lag ebenfalls das Ergebnis einer Bodenmischprobe vor. Dieses kann als Erwartungswert für die Bodenaktivitäten aufgefasst werden. Wie für den Garten auch sind geometrischer Mittelwert und Standardabweichung aus den ODL-Messungen errechnet worden. Unter der Annahme, dass ODL und Bodenaktivitäten korreliert sind, wurde die geometrische Standardabweichung auch für die Bodenaktivitäten angenommen, und aus den Erwartungswerten die geometrischen Mittelwerte errechnet. Für die Modellierung ist – wie auch beim Szenario Lenkteich – von großer Bedeutung, dass U-238, Th-230 und Ra-226 sowie U-235, Pa-231 und Ac-227 nicht im Gleichgewicht stehen. Es handelt sich hier um Rückstände aus der Uranerzaufbereitung, bei denen Uran gegenüber den Folgeprodukten angereichert ist. In den meisten Proben konnten Th-230 und Ac-227 gemessen werden. Pa-231 ist dagegen nicht gamma-spektrometrisch messbar. Wird fälschlicherweise die Aktivität von Th-230 mit der von U-238 und die von Ac-227 und Pa-231 mit der von U-235 gleichgesetzt, so kommt es zu einer deutlichen Unterschätzung der Dosis.

Für die Aufenthaltszeit wurden zunächst (1000 ± 500) Stunden angenommen. Das ist für diesen Bereich sicherlich sehr hoch. Nach den BerGBergbau neu [109] sind für solche Gebiete je nach Altersgruppe Aufenthaltszeiten zwischen 100 und 250 Stunden im Jahr anzunehmen. Diese sind in Tabelle 9.1 angegeben. Für die Modellierung mit Verteilungen wurden diese Zeiten als normalverteilt angenommen, wobei die Standardabweichung dem halben Mittelwert entsprach. Dies führt zu Dosen, die um den Faktor 4 bzw. 10 niedriger sind als bei einer Aufenthaltszeit von 1000 Stunden. Außerdem ist die Gruppe der Säuglinge nicht mehr zu berücksichtigen, da deren Aufenthaltszeit mit 0 Stunden angenommen wird.

Lenkteich

Aus umfangreichen Messungen konnten die Parameter der Verteilung der ODL gut abgeschätzt werden. Über Boden liegen jedoch nur wenige Informationen vor. Daher kann für die Inhalation von Staub und die Ingestion von Boden nur die Exposition durch Tailingmaterial berücksichtigt werden. Hierfür wurden die Proben Abstich 4A und 4B, Lehm 1 und Lehm 2 sowie alle „Tailing“-Proben mit einbezogen, da es sich bei diesen Proben um Stichproben desselben Materials handeln dürfte. Aus den Messwerten wurden geometrischer Mittelwert und Standardabweichung ermittelt. Dies ermöglicht sicherlich keine realistische Modellierung. Für eine abdeckende Ermittlung der Strahlenexpositionen ist die Vorgehensweise jedoch sinnvoll. Auch hier muss unbedingt beachtet werden, dass Th-230 gegenüber U-238 und auch Ra-226 stark angereichert ist und die Nuklide der Uran-Actinium-Reihe nicht im Gleichgewicht stehen.

Tabelle 9.24: Bergbaubedingte zusätzliche Exposition im Garten am Plohnbach, berechnet mit Punktschätzern

Pfad	>1	1–2	2–7	7–12	12–17	>17
Externe Bestr.	0,114	0,100	0,100	0,100	0,086	0,086
Bodeningestion		0,723	0,267	0,047	0,055	0,021
Staubinhalation	0,007	0,012	0,013	0,016	0,018	0,018
Obst	2,380	1,351	1,073	0,818	0,764	0,184
Wurzelgemüse	2,856	1,201	0,743	0,692	0,701	0,288
Blattgemüse	0,286	0,180	0,116	0,113	0,140	0,068
Gemüse	0,476	0,510	0,495	0,441	0,446	0,210
Muttermilch	0,151					
Summe	6,269	4,077	2,807	2,228	2,210	0,875

Für die Aufenthaltszeiten wurden die Werte für Halden und unkultivierte Gebiete der BerG-Bergbau neu nach Tabelle 9.1 verwendet. Auch hier wurden Normalverteilungen von (100 ± 50) bzw. (250 ± 125) Stunden angesetzt. Diese Vorgehensweise ist realistischer als die von Ritzel [88], der für die Aufenthaltszeiten (1000 ± 500) Stunden verwendet hat.

Hintergrundwerte

Die Hintergrundwerte für Boden entstammen eigenen Messungen und wurden Tabelle 8.3 entnommen. Sie liegen geringfügig höher als die Hintergrundwerte nach BerGBergbau [106, 109], die jedoch eher abdeckenden Charakter tragen. Der Hintergrund der Ortsdosisleistung wurde von Ritzel [88] ermittelt und liegt geringfügig niedriger als der Wert nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau.

9.5.2 Garten am Plohnbach

Modellierung der Exposition mit Punktschätzern

In Tabelle 9.24 sind zunächst die Ergebnisse der Expositionsmodellierung mit Punktschätzern dargestellt. Hier wurden neben der Exposition, die aus dem Aufenthalt von 1000 Stunden im Jahr resultiert, auch der Verzehr von angebauten Lebensmitteln berücksichtigt. Wie in den Berechnungsgrundlagen Bergbau [106] vorgegeben, wurde der Anteil des hier erzeugten Obstes und Gemüses am Gesamtverbrauch mit 25 % angenommen. Im Gegensatz zur Dosisabschätzung von Ritzel [88] wurden hier nur die Zusatzdosen, die durch bergbauliche Kontaminationen des Bodens entstehen, angegeben. Die Ergebnisse sind daher nicht direkt zu vergleichen.

Die so ermittelten Zusatzdosen liegen für alle Altersgruppen unter 18 Jahre über 1 mSv im Jahr. Dies ist allein auf die Dosis aus dem Verzehr von Obst und Gemüse zurückzuführen. Diese beträgt für die Altersgruppe 1–2 Jahre etwa 3,5 mSv und für die Säuglinge <1 Jahr sogar 6 mSv. Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, dass die Modellierung des Ingestionspfades für Kinder unter Annahmen erfolgt, die strenggenommen nur für Erwachsene zutreffen [74]. So ist die

berechnete Dosis eine Folgedosis bis zum 70. Lebensjahr, die nicht in einem Jahr abgegeben wird. Für Erwachsene kann sie zwar als Jahresdosis betrachtet werden, da Expositionen durch in Vorjahren inkorporierte, langlebige Radionuklide angenommen werden können. Die tatsächliche Dosis für Kinder in den ersten Lebensjahren jedoch wird bei einer solchen Berechnung deutlich überschätzt [70]. Dennoch liegen die Dosen auch für die Altersgruppen 7–12 Jahre und 12–17 Jahre deutlich über dem Richtwert von 1 mSv im Jahr, so dass Untersuchungen der tatsächlichen Radionuklidgehalte in den Lebensmitteln erfolgen sollten und gegebenenfalls die Nutzung des Gartens zu untersagen ist.

Die ermittelten Zusatzdosen aus externer Bestrahlung, Staubinhalation und Bodeningestion betragen zwischen 0,12 mSv für Säuglinge und Erwachsene und 0,84 mSv für 1–2-Jährige. Der zweite Wert ist insbesondere auf die Direktingestion von Boden zurückzuführen. Auch hier zeigen sich also deutliche Erhöhungen der potentiellen Expositionen.

Modellierung der Exposition mit Verteilungen

Zur Ermittlung von Wahrscheinlichkeitsverteilungen der bergbaubedingten zusätzlichen Dosen, die aus dem Aufenthalt im Garten resultieren, wurde eine Modellierung mit MC-Simulationen durchgeführt. Dabei wurden zunächst die Bodeningestionsraten nach BerGBergbau [106, 109] und in einer weiteren Modellierung die von Bothe [10] ermittelten verwendet, die auch bei Säuglingen die Direktingestion von Boden berücksichtigen.

Zunächst zeigt sich, dass die durch die Modellierung gewonnenen Erwartungswerte der Dosis aus externer Bestrahlung, Staubinhalation und Bodeningestion ausgezeichnet mit den durch Punktschätzer ermittelten Werten übereinstimmen. Die obere Grenze des Schwankungsbereiches liegt in allen Altersgruppen deutlich über dem mit Punktschätzern ermittelten Wert. Der dominierende Expositionspfad ist für die am höchsten exponierten Altersgruppen 1–2 Jahre und 2–7 Jahre die Direktingestion von Boden.

Berücksichtigt man die von Bothe [10] für sächsische Kinder ermittelten Bodenaufnahmeraten nach Tabelle 9.5, so ergibt sich eine signifikante Dosis auch für Säuglinge. Diese zeigt einen Erwartungswert von 1,5 mSv im Jahr bei einer oberen Grenze des Schwankungsbereiches von immerhin 4,3 mSv. Die Ermittlung dieser Dosis ist aber auch mit den oben genannten Schwächen der verwendeten Berechnungsmodelle verbunden. Darüberhinaus ist eine Aufenthaltszeit von 1000 Stunden im Jahr angenommen, die tatsächliche Aufenthaltszeit für diese Altersgruppe dürfte deutlich geringer sein. So ist für Säuglinge in den ersten Lebensmonaten das Spielen im Garten und das Krabbeln praktisch nicht denkbar. Unwahrscheinlich ist auch, dass bei schlechteren Wetterbedingungen, wie z.B. Regen oder Schnee, kleine Kinder im Freien spielen.

Nach Tabelle 9.5 ergibt sich eine Spielzeit von einer Stunde pro Tag im Studienzeitraum im Sommer bei gutem Wetter. Daher dürfte die Annahme von 50–100 Stunden im Jahr bereits abdeckend sein, so dass die tatsächlich auftretenden Dosen um einen Faktor 10–20 geringer wären.

Für die Altersgruppen 1–2 Jahre und 2–7 Jahre sind die Dosen bei Berechnung mit Bodenaufnahmeraten nach Tabelle 9.5 mit Erwartungswerten von 0,48 mSv und 0,1 mSv etwas geringer als bei Berechnung mit den Ingestionsraten nach BerGBergbau. Bei der Altersgruppe 7–12 Jahre sind sowohl Erwartungswert als auch der Schwankungsbereich etwas höher. Die Annahme nach BerGBergbau über die Ingestionsrate für diese Altersgruppe ist also möglicherweise etwas niedrig. Für die Schwankungsbereiche der Dosen für die Altersgruppen 1–2 und 2–7 ergeben sich jedoch

keine signifikanten Unterschiede. Auch für diese beiden Altersgruppen kann angenommen werden, dass eine Aufenthaltszeit von (1000 ± 500) Stunden im Jahr eher abdeckend als realistisch gewählt ist.

Insgesamt kann somit festgestellt werden, dass die Direktingestion von Boden der bedeutendste Expositionspfad für Kinder bei dieser Art der Modellierung ist. Problematisch ist, dass für die Aufenthaltszeiten derzeit konservative Annahmen gemäß den Berechnungsgrundlagen Bergbau [106, 109] gemacht werden müssen, die eine realistische Modellierung verhindern. Mit einer realistischeren Modellierung und realistischen Annahmen über Aufenthaltszeiten könnten auch die sehr großen 95-%-Vertrauensbereiche der Expositionen verringert werden.

9.5.3 Übungsplatz

Da die Erwartungswerte aus Modellierungen ausgezeichnet durch die Ergebnisse der Berechnungen mit Punktschätzern bestätigt werden, sind im Folgenden nur noch die Resultate der MC-Simulationen angegeben. Tabelle 9.27 zeigt die Ergebnisse für den Aufenthalt auf dem ehemaligen Übungsplatz auf der Nordhalde in Lengenfeld. Dabei wurde zum einen die Aufenthaltszeit mit (1000 ± 500) Stunden angenommen, zum anderen die Zeiten für unkultivierte Gebiete nach Berechnungsgrundlagen Bergbau (Revisionsvorschlag) (Tabelle 9.1 und [109]). Dabei ist die Annahme der geringeren Aufenthaltszeiten für unkultivierte Gebiete für diesen Bereich sicherlich realistischer.

Insgesamt führt ein Aufenthalt von 1000 Stunden im Jahr zu Dosen, die etwa dem Dreifachen der Exposition durch Aufenthalt im Garten am Plohnbach entsprechen. Während die Dosis für die Altersgruppen 7–12, 12–17 und >17 von der externen Exposition dominiert wird, ist für die Altersgruppen 1–2 und 2–7 die Ingestion von Boden ausschlaggebend.

Setzt man realistischere Aufenthaltszeiten für unkultivierte Gebiete nach Tabelle 9.1 an, so ergeben sich – bei nur (100 ± 50) Stunden Aufenthalt für 1–2-Jährige aus Direktingestion von Boden immerhin 0,22 mSv im Jahr, die Schwankungsbreite beträgt 0,03–0,51 mSv im Jahr. Diese entspricht in etwa der Dosis für 2–7-Jährige, für die eine längere Aufenthaltszeit, aber geringere Dosiskoeffizienten angesetzt werden müssen. Insgesamt kann die Dosis in diesem Bereich als signifikant erhöht angesehen werden. Da davon ausgegangen werden muss, dass auch Kontaminationen mit nicht radioaktiven Schadstoffen vorliegen [31], sollten Kinder nicht in diesem Bereich spielen.

Vernachlässigt man, dass Th-230 gegenüber U-238 sowie Pa-231 und Ac-227 gegenüber U-235 angereichert sind, und setzt die Aktivitäten mit denen der Mutternuklide gleich, so ergibt sich für die von Bodeningestion betroffenen Altersgruppen >1 Jahr eine Unterschätzung der Dosis von 7–9 %.

9.5.4 Lenkteich

Die Dosis durch Aufenthalt am Lenkteich kann nur abdeckend eingeschätzt werden, da nicht genügend Daten über spezifische Aktivitäten im Boden im Bereich des Lenkteiches vorliegen. Lediglich die hochkontaminierten Tailingmaterialien, die am Ufer des Plohnbachs freiliegen, sind analysiert worden. Würden Direktingestion und Staubinhalation dieses Materials erfolgen, so ergäben sich die in Tabelle 9.26 dargestellten bergbaubedingten Expositionen. Dabei wurden die

Tabelle 9.25: Bergbaubedingte zusätzliche Dosen bei Aufenthalt im Garten am Plohnbach, berechnet mit Monte-Carlo-Simulationen

Pfad	<1	1-2	2-7	7-12	12-17	>17
Lengenfeld Garten						
Aufenthalt	0,120	0,830	0,377	0,162	0,157	0,125
davon externe	-0,002 - 0,365	0,128 - 1,681	0,057 - 0,790	0,017 - 0,406	0,019 - 0,379	0,011 - 0,326
Exposition	0,114	0,100	0,100	0,100	0,085	0,085
davon Boden- ingestion	-0,008 - 0,355	0,007 - 0,310	0,007 - 0,310	0,007 - 0,310	-0,006 - 0,266	-0,006 - 0,266
davon Staub- inhalation	0,007	0,719	0,265	0,047	0,055	0,021
		0,111 - 1,460	0,041 - 0,538	0,007 - 0,095	0,008 - 0,113	0,003 - 0,042
	0,001 - 0,014	0,012	0,012	0,016	0,017	0,018
		0,002 - 0,024	0,002 - 0,025	0,002 - 0,032	0,003 - 0,035	0,003 - 0,037
Lengenfeld Garten Boden-ingestionsraten Bothe						
Aufenthalt	1,637	0,591	0,216	0,219		
davon Boden- ingestion	0,203 - 4,511	0,071 - 1,653	0,020 - 0,640	0,026 - 0,544		
	1,518	0,481	0,104	0,104		
	0,018 - 4,34	0,051 - 1,48	0,006 - 0,452	0,012 - 0,303		

Tabelle 9.26: Bergbaubedingte zusätzliche Dosen für Lengenfeld, Lenkteich

	1-2	2-7	7-12	12-17	>17
Extern	0,034	0,085	0,085	0,073	0,029
	0,001 – 0,128	0,002 – 0,320	0,002 – 0,320	0,001 – 0,274	0,001 – 0,110
Boden	2,650	2,530	0,431	0,482	0,090
	0,421 – 4,950	0,404 – 4,740	0,069 – 0,805	0,077 – 0,897	0,014 – 0,172
Staub	0,065	0,176	0,221	0,249	0,105
	0,010 – 0,127	0,028 – 0,340	0,035 – 0,426	0,039 – 0,481	0,016 – 0,203
Aufenthalt	2,753	2,794	0,737	0,804	0,224
	0,439 – 5,140	0,444 – 5,232	0,116 – 1,419	0,127 – 1,527	0,035 – 0,439

Tabelle 9.27: Bergbaubedingte zusätzliche Dosen bei Aufenthalt auf dem ehemaligen Übungsplatz in Lengenfeld

	<1	1-2	2-7	7-12	12-17	>17
Lengenfeld Übungsplatz, Aufenthalt 1000 h/a						
Aufenthalt	0, 307	2, 461	1, 076	0, 430	0, 427	0, 318
	0, 015 – 1, 014	0, 358 – 5, 543	0, 156 – 2, 426	0, 054 – 1, 139	0, 057 – 1, 080	0, 037 – 0, 893
davon externe	0, 293	0, 256	0, 256	0, 256	0, 219	0, 219
Exposition	0, 009 – 0, 994	0, 008 – 0, 869	0, 008 – 0, 869	0, 008 – 0, 869	0, 007 – 0, 745	0, 007 – 0, 745
davon Boden-		2, 180	0, 795	0, 141	0, 170	0, 061
ingestion		0, 311 – 5, 090	0, 114 – 1, 850	0, 020 – 0, 330	0, 024 – 0, 410	0, 009 – 0, 138
davon Staub-	0, 014	0, 024	0, 026	0, 033	0, 037	0, 038
inhalation	0, 002 – 0, 033	0, 004 – 0, 057	0, 004 – 0, 061	0, 005 – 0, 076	0, 005 – 0, 085	0, 006 – 0, 088
Lengenfeld Übungsplatz, Aufenthaltszeiten für Halde nach BerGBergbau (Revisionsvorschlag) [109]						
Aufenthalt		0, 246	0, 269	0, 108	0, 107	0, 032
		0, 036 – 0, 554	0, 039 – 0, 607	0, 014 – 0, 285	0, 014 – 0, 270	0, 004 – 0, 089
davon externe		0, 026	0, 064	0, 064	0, 055	0, 022
Exposition		0, 001 – 0, 087	0, 002 – 0, 217	0, 002 – 0, 217	0, 002 – 0, 186	0, 001 – 0, 075
davon Boden-		0, 218	0, 199	0, 035	0, 043	0, 006
ingestion		0, 031 – 0, 509	0, 029 – 0, 463	0, 005 – 0, 083	0, 006 – 0, 103	0, 001 – 0, 014
davon Staub-		0, 002	0, 007	0, 008	0, 009	0, 004
inhalation		0, 000 – 0, 006	0, 001 – 0, 015	0, 001 – 0, 019	0, 001 – 0, 021	0, 001 – 0, 009

Expositionszeiten für Halden verwendet, so dass die Gruppe der Säuglinge <1 Jahr entsprechend den Expositionszeiten nicht berücksichtigt ist.

Für die Altersgruppen 1–2 Jahre und 2–7 Jahre werden Zusatzdosen von über 2,5 mSv im Jahr bei den hier getroffenen Annahmen überschritten. Auch die Inhalation von Staub trägt mit bis zu 0,25 mSv signifikant zur Jahresdosis bei. Für die Altersgruppen 7–12 und 12–17 liegt der Erwartungswert unter einem Richtwert von 1 mSv im Jahr, aber mit einem Schwankungsbereich von 0,12–1,5 mSv kann der Richtwert überschritten werden. Für Erwachsene ist dies nicht realistisch.

Es handelt sich hier allerdings auch um eine konservative Abschätzung, da nur das am höchsten kontaminierte Material zur Berechnung verwendet wurde. Ermittelt und verwendet man stattdessen Messwerte im Oberboden über die gesamte verlandete Teichfläche in einem Raster ähnlich zur ODL-Messung, so sind deutlich niedrigere Werte zu erwarten. Eine realistische Ermittlung der potentiellen Expositionen ist derzeit nicht möglich.

Vernachlässigt man auch hier, dass Th-230 gegenüber U-238 und auch gegenüber Ra-226 stark angereichert ist, und setzt die Aktivität mit der von U-238 gleich, so ergibt sich für die von Bodeningestion betroffenen Altersgruppen >1 Jahr im Mittel eine um immerhin 38 % niedrigere Dosis!

9.6 Kirgisistan

Eine Dosisabschätzung ist aufgrund der Datenlage nur für den Wasserpfad möglich. Es liegen keinerlei Daten zu Nutzungsarten und Aufenthaltszeiten und praktisch keine Messwerte zu kontaminierten Flächen vor. Über die Herkunft und Repräsentativität der drei Proben von Oberboden (SS8T6 von Tailing 6 sowie die Bodenproben aus der Nähe der Stellen 14 und 15) sowie der Nutzung dieser Flächen ist nichts weiter bekannt. Im TACIS-Bericht [117] sind lediglich Fotos zu finden, die vermuten lassen, dass der Bereich der Tailings keiner weiteren Nutzung, etwa durch Viehhaltung, unterliegt.

Für den Wasserpfad können nur die einzelnen Probenahmestellen betrachtet werden. Für viele liegt jedoch nur eine einzelne Stichprobe vor, und auch für die anderen kann keine belastbare Aussage über Schwankungen oder Repräsentativität der Nuklidgehalte gemacht werden. Daher können nur Messwerte von Einzelproben für Dosisabschätzungen verwendet werden. Es erscheint jedoch vernünftig, den gesamten Wasserverbrauch jeweils aus einer Quelle anzunehmen. Eine Familie verwendet üblicherweise das Wasser, das zur Verfügung steht, und mischt nicht Wasser von verschiedenen, räumlich auseinander liegenden Quellen.

Daten über den Wasserverbrauch in Mailuusuu sind von Vandenhove et al. [117, 118] unter der lokalen Bevölkerung erhoben worden. Dabei ergaben sich Jahresmengen von 750 L für Erwachsene und 630 L für Kinder in der Altersgruppe 7–12 Jahre. Diese Daten scheinen im Vergleich zu den Verzehrsmengen in Deutschland (Tabelle 9.8) relativ hoch. In Deutschland jedoch wird statt Trinkwasser in großen Mengen Mineralwasser verzehrt. Nach UNSCEAR [114] beträgt der mittlere jährliche Wasserverbrauch weltweit 150 L für Kleinkinder, 350 L für Kinder und 500 L für Erwachsene. Die WHO gibt in ihrer Trinkwasserrichtlinie [125] einen Jahresverbrauch von 730 L zur Berechnung vor. Dies entspricht 2 L pro Tag, stimmt gut mit dem erhobenen Wert für Erwachsene überein und ist somit plausibel. Der Wert für Kinder erscheint dagegen etwas hoch. Da jedoch keine anderen Daten vorliegen, wird dieser Wasserverbrauch zur Expositionsmodellierung

Tabelle 9.28: Effektive Jahresdosen durch Verzehr von Wasser aus Kirgisistan in mSv. Berücksichtigt sind Nuklide der U-Ra-Reihe und U-235.

	Kategorie	7-12	>17
3-2	WV	0,105	0,046
11-3	SW	10,7	8,01
14-2	SW	41,0	32,2
15-3	SW	< 1,156	< 0,627
18-1	OFW	0,099	0,061
19-1	OFW	0,078	0,037
20-1	OFW	0,580	0,317
21-1	OFW	0,108	0,064
24-1	WV	< 0,254	< 0,107
35-1	OFW	< 0,766	< 0,345
36-1	OFW	< 0,273	< 0,126
37-1	OFW	< 0,220	< 0,104
39-1	OFW	< 0,209	< 0,101

OFW: Oberflächenwasser

SW: Sickerwasser

WV: Wasserversorgung

verwendet.

Die Aktivitäten von Th-232 nach Tabelle A.18 sind um Größenordnungen niedriger als die von Uran. Da auch die Tailingmaterialproben keinen Hinweis auf erhöhte Aktivitäten der Thoriumreihe zeigen (Tabelle A.15), werden für die Expositionsabschätzung nur Nuklide der Uran-Radium-Reihe und U-235 verwendet. Für diese Wasserproben liegt kein Hinweis auf hohe Thoriumlöslichkeit vor. Daher kann die Konzentration des gammaspektrometrisch in diesen Proben nicht messbaren Th-230 außer acht gelassen werden [37]. Außerdem werden die aus Bohrungen gewonnenen Grundwasserproben (mit der Bezeichnung M), die nicht als Trinkwasser verwendet werden, und nach der Diskussion in Kapitel 8.2 die Ergebnisse für Proben der ersten Charge nicht berücksichtigt.

Für sämtliche Expositionsbetrachtungen in diesem Kapitel wird der natürliche Hintergrund *nicht* abgezogen. Es handelt sich somit um Bruttowerte, auf die ein Richtwert von 0,1 mSv im Jahr nach der WHO-Trinkwasserrichtlinie [125] bezogen ist. Dieser soll für Trinkwasser nicht überschritten werden. Der bergbauliche Anteil an diesen Dosen konnte aufgrund fehlender Informationen über den natürlichen Hintergrund nicht bestimmt werden.

Gesamtdosen

Tabelle 9.28 zeigt die potentiellen Gesamtjahresdosen für die Proben, für die Werte für alle relevanten Nuklide vorlagen. Dies sind U-238 bei angenommenem Gleichgewicht mit U-234 und im natürlichen Aktivitätsverhältnis zu U-235, Ra-226, Pb-210 und Po-210. Bei einigen Proben waren für Ra-226 nur mit LSC gewonnene Nachweisgrenzen verfügbar, die jedoch eine vernünftige

Abschätzung der Exposition erlauben.

Insgesamt konnte die Gesamtjahresdosis für 13 Proben berechnet werden. Darunter befinden sich allerdings drei Proben von Sickerwässern (11-3, 14-2 und 15-3), die auch aufgrund chemischer Eigenschaften nicht als Trinkwasser genutzt werden können. Für zwei Proben (3-2 und 24-1) ist die Nutzung als Trinkwasser gesichert, für alle übrigen kann sie zumindest nicht ausgeschlossen werden.

In Kirgisistan geltende radiologische Grenzwerte sind nicht bekannt. In der WHO-Trinkwasser-richtlinie [125] ist als Referenzwert eine Jahresdosis von 0,1 mSv vorgeschlagen, der nicht überschritten werden sollte. Dieser ist auch in der EU-Trinkwasserrichtlinie [28] zu finden. Dieser Wert wird auch zur Beurteilung der hier ermittelten Dosen verwendet.

In der Trinkwasserprobe 3-2 liegt die errechnete Jahresdosis für Kinder geringfügig über dem Richtwert, für Erwachsene deutlich darunter. Da die Überschreitung jedoch nur geringfügig ist und keine Informationen über Schwankungen vorliegen, kann nicht ausgeschlossen werden, dass die tatsächliche Jahresdosis niedriger liegt. Auch für die Probe 24-1 kann anhand der Daten nicht mit Sicherheit eine Überschreitung des Richtwertes festgestellt werden. Hierzu bedarf es weiterer Untersuchungen.

Die Jahresdosen für die Proben 18-1 und 19-1 liegen unter 0,1 mSv im Jahr für beide Altersgruppen. In der Probe 18-1 ist jedoch der Grenzwert für Uran von 15 µg/L überschritten. Dies führt jedoch nicht zu einer Überschreitung der Richtdosis. Für die übrigen Oberflächenwasserproben kann nicht sichergestellt werden, dass der Richtwert eingehalten wird.

Dosis durch Pb-210 und Po-210

In Abbildung 9.3 ist die Ingestionsdosis, die beim Verzehr von Wasser durch Pb-210 verursacht wird, für Kinder und Erwachsene dargestellt. Abbildung 9.4 enthält dieselbe Darstellung für Po-210. In beiden Grafiken sind alle vorliegenden Messwerte – bis auf die der ersten Charge von Wasserproben für diese beiden Nuklide – für Expositionsmodellierungen verwendet worden. Hier sind also auch die Proben, für die keine Aktivitätskonzentrationen von Ra-226 gemessen werden konnten, dargestellt. Die Nutzung als Trinkwasser ist nach den vorliegenden Informationen (siehe auch Tabelle 8.4 und Tabelle 8.5) für die Probenahmestellen 3, 4, 8, 10, 17, 20, 24 anzunehmen, für die meisten anderen Oberflächenwässer zumindest nicht auszuschließen. Für Wasser der Stellen 5, 7, 11, 12, 14 und 15 kann angenommen werden, dass es nicht verzehrt wird.

Die Richtdosis von 0,1 mSv im Jahr wird für Kinder allein durch den Beitrag von Pb-210 in etwa der Hälfte der untersuchten Wasserproben überschritten. Darunter sind bis auf die Probenahmestelle 3 alle wahrscheinlich als Trinkwasser genutzten Proben. Der Maximalwert für Trinkwasser ist an der Probenahmestelle 17 mit 0,24 mSv zu finden, an Probenahmestelle 10 werden 0,16 mSv im Jahr erreicht.

Für Erwachsene sind die effektiven Jahresdosen wegen des niedrigeren Ingestionsdosiskoeffizienten insgesamt geringer. Berücksichtigt man die unterschiedlichen Jahresverzehrsmengen an Wasser, so beträgt die Dosis durch Pb-210 für Erwachsene nur 43 % der Dosis für Kinder. Für Erwachsene wird der Richtwert allein durch Pb-210 im Wasser nur für die Probenahmestelle 17 erreicht. Dabei ergibt sich eine effektive Dosis von 0,102 mSv. Überschritten wird die Richtdosis ansonsten nur durch Wasser von den Stellen 7 und 11. Dieses Wasser ist jedoch nicht zum Verzehr geeignet.

Bei Po-210 beträgt die Dosis für Erwachsene 55 % der Dosis für Kinder. In der Probe 20 wird für Kinder mit einer effektiven Dosis von 0,104 mSv der Richtwert allein durch Po-210 erreicht. Für alle anderen Trinkwässer ist die Dosis geringer und beträgt maximal 0,03 mSv bei Probe 10. auch in den Oberflächenwässern sind die Dosen durch Po-210 im Allgemeinen gering.

Vergleicht man die durch diese beiden Nuklide entstehenden Dosen, so sind die durch Pb-210 verursachten im Allgemeinen höher. Eine Ausnahme bilden die Proben 35–39, in denen die Dosis aus Po-210 dominiert. Dabei übersteigt die Dosis aus Po-210 die aus Pb-210 um bis zu einem Faktor 18 (Probe 35, Erwachsene). Die Ursache hierfür sind die im Vergleich zu Pb-210 hohen Konzentrationen von Po-210.

Dosis durch Uran

Messwerte für Uran liegen aus Messungen der BGR mittels ICP-MS für die meisten Proben vor. In Abbildung 9.5 sind die Expositionen für Kinder und Erwachsene durch Verzehr von Wasser, für das eine Verwendung als Trinkwasser gesichert oder wahrscheinlich ist, dargestellt. Abbildung 9.6 enthält die gleiche Darstellung für Oberflächenwasser, dessen Verzehr nicht ausgeschlossen werden kann. Sicker- und andere Wässer, deren Verzehr unwahrscheinlich ist, sind hier nicht betrachtet. Berücksichtigt sind jeweils U-238 im radioaktiven Gleichgewicht mit U-234 und im natürlichen Aktivitätsverhältnis mit U-235.

Der Richtwert von 0,1 mSv durch Verzehr von Wasser wird sowohl für Kinder als auch für Erwachsene nur bei Probe 20 überschritten. Dieses Wasser und das von den Probenahmestellen 8 und 24 weist dabei Urankonzentrationen auf, die über dem von der WHO empfohlenen Grenzwert von 15 µg/L liegen. Insgesamt sind die Expositionen durch Uran im Trinkwasser jedoch niedrig und liegen in allen bis auf die eben genannten Proben zwischen 0,0001 und 0,01 mSv im Jahr für Kinder. Durch die unterschiedlichen Dosiskoeffizienten für Kinder und Erwachsene und bei den hier gemachten Annahmen über die unterschiedlichen Verzehrsmengen beträgt die Exposition für Erwachsene etwa 79 % der Dosis für Kinder.

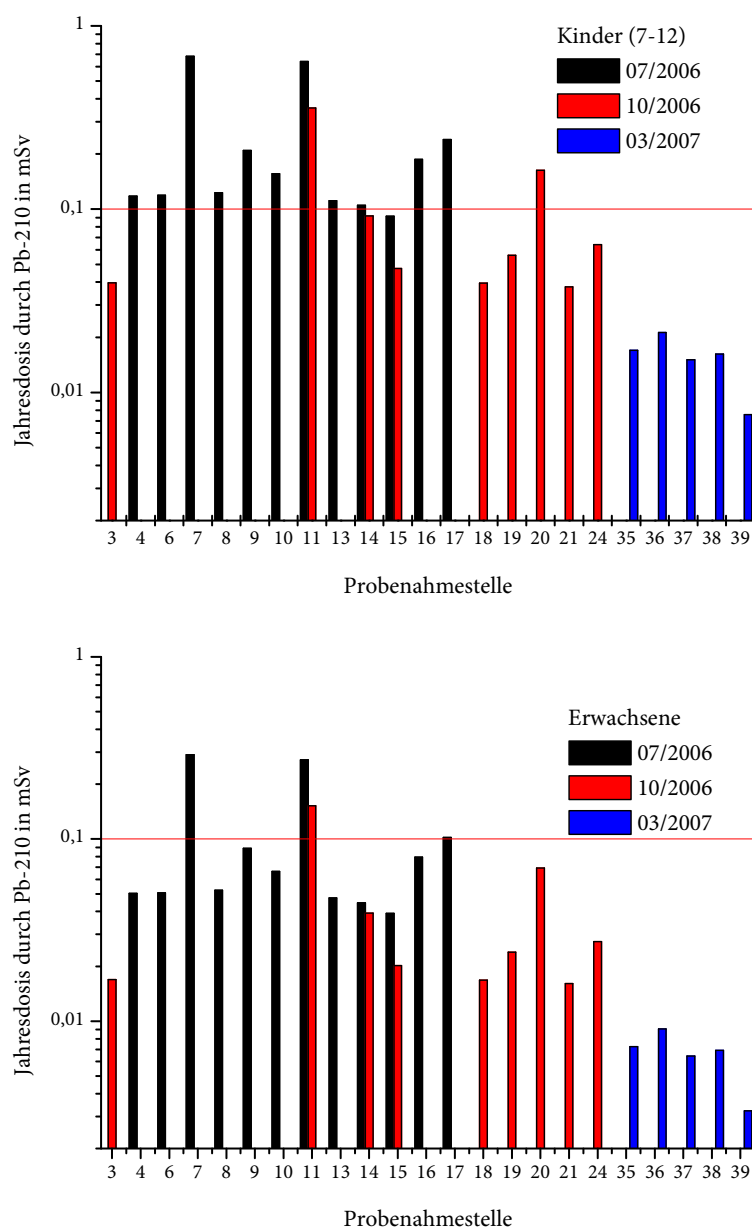


Abbildung 9.3: Dosis durch Pb-210 für Kinder (oben) und Erwachsene (unten) durch Verzehr von Wasser aus Mailuusuu. Die rote Linie markiert die Richtdosis nach der WHO-Trinkwasserrichtlinie [125].

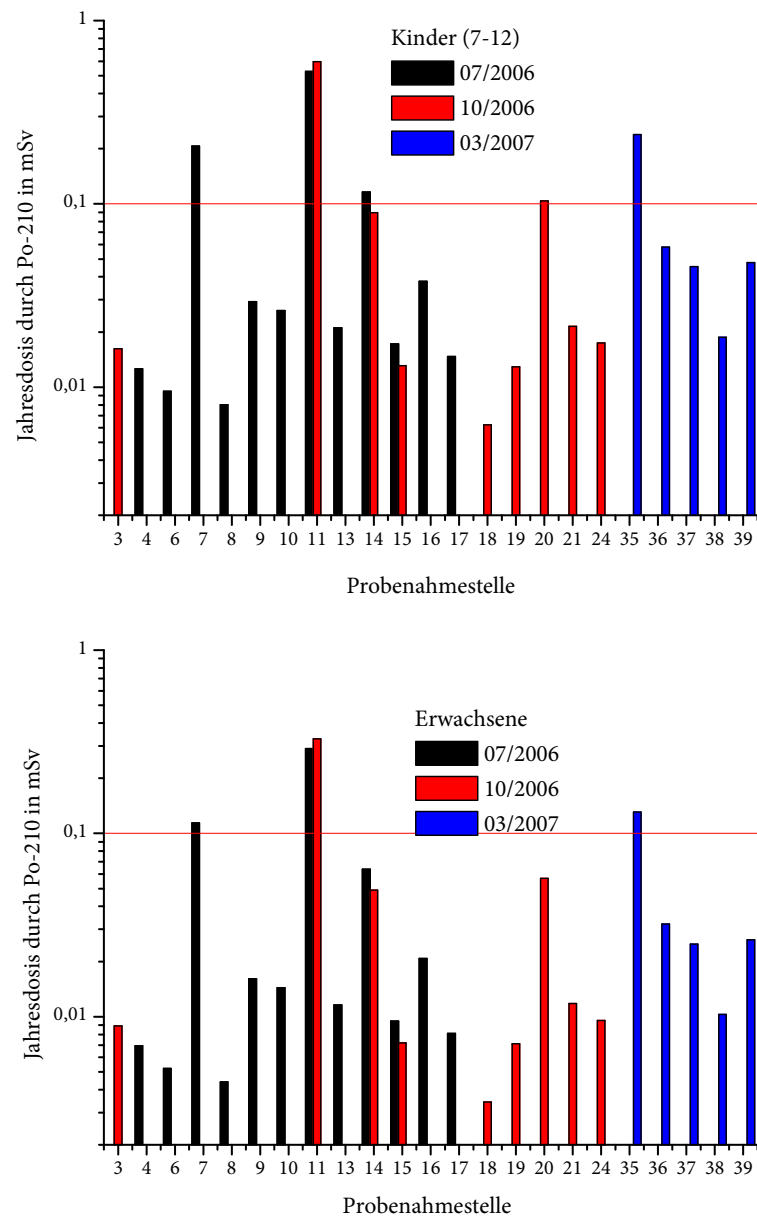


Abbildung 9.4: Dosis durch Po-210 für Kinder (oben) und Erwachsene (unten) durch Verzehr von Wasser aus Mailuusuu. Die rote Linie markiert die Richtdosis nach der WHO-Trinkwasserrichtlinie [125].

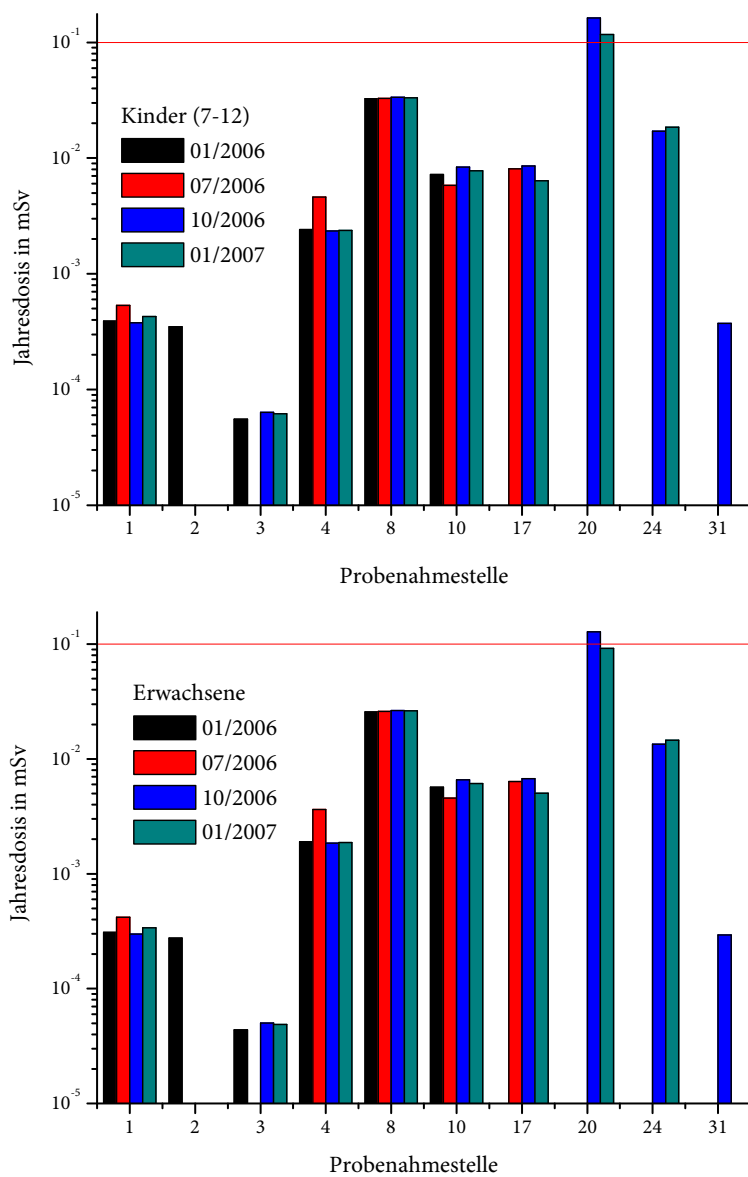


Abbildung 9.5: Dosis durch U-238, U-234 und U-235 für Kinder (oben) und Erwachsene (unten) durch Verzehr von Trinkwasser aus Mailuusuu. Die rote Linie markiert die Richtdosis nach der WHO-Trinkwasserrichtlinie [125].

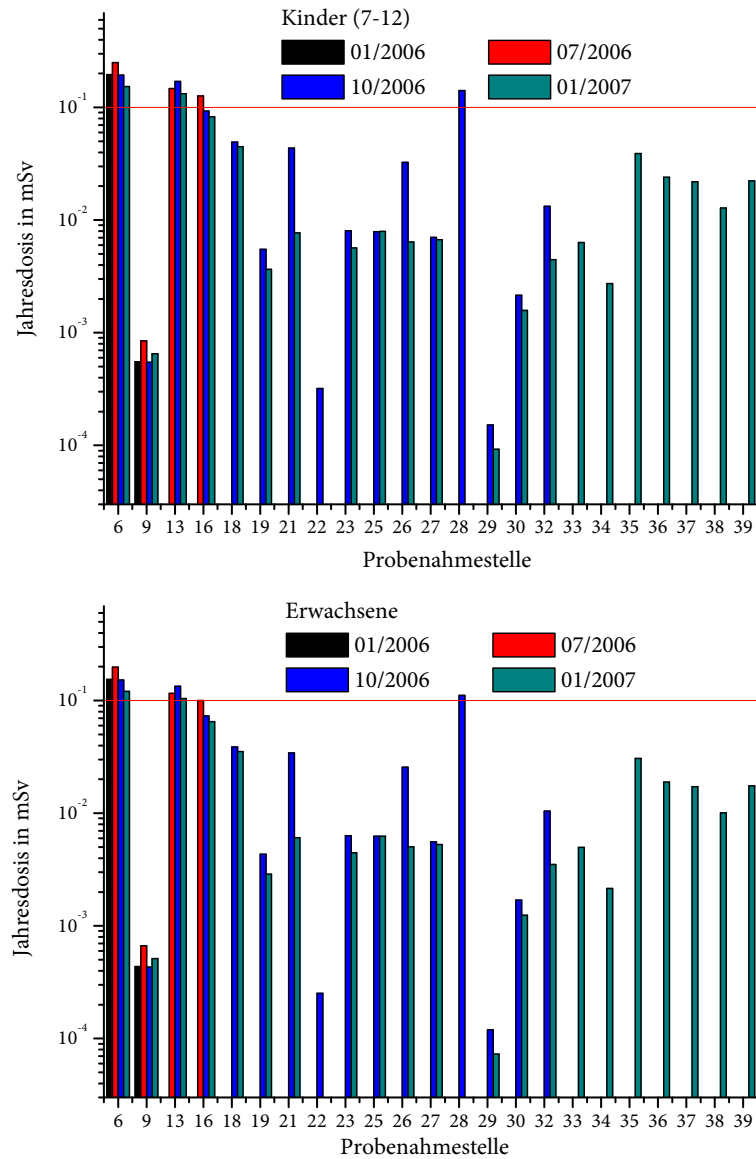


Abbildung 9.6: Dosis durch U-238, U-234 und U-235 für Kinder (oben) und Erwachsene (unten) durch Verzehr von Oberflächenwasser aus Mailuusuu. Die rote Linie markiert die Richtdosis nach der WHO-Trinkwasserrichtlinie [125].

9.7 Konsequenzen für die Modellierung

Aus den Ergebnissen dieses Kapitels lassen sich eine Reihe von Konsequenzen für den Realismus bei der Modellierung von Strahlenexpositionen ableiten.

9.7.1 Realismus bei der Festlegung von Parametern

Das derzeitige Strahlenschutzrecht sieht auch für die Ermittlung erhöhter Expositionen durch natürliche Radionuklide das Konzept der Referenzperson vor. Für diese sind viele Berechnungsparameter festgelegt und damit aus juristischer Sicht nicht beklagbar. Für die Referenzperson soll die Dosisermittlung „möglichst realistisch, aber ausreichend konservativ“ [105] sein.

Da Referenzpersonen mit denkbaren Verhaltensweisen, aber nicht real existierende Menschen betrachtet werden, ist bei diesem Konzept ein gewisses Maß an Konservativität vonnöten, um die Exposition von tatsächlich Betroffenen nicht zu unterschätzen. Insbesondere wenn die ermittelten Dosen nahe bei oder über dem Richtwert liegen, kann dies zu Problemen führen.

Das beste Beispiel hierfür sind die in den Berechnungsgrundlagen Bergbau [106, 109] festgelegten Aufenthaltszeiten für die Referenzpersonen. Diese gehen in die Modellierung der bedeutenden Expositionspfade externe Bestrahlung und Direktiongestion von Boden ein. Für die Altersgruppe 1–2 Jahre kann in höher kontaminierten Bereichen die Dosis durch Direktiongestion von Boden leicht den Richtwert von 1 mSv im Jahr überschreiten, da die Bodenaufnahme an die Aufenthaltszeit gebunden ist.

Wird nun ein höherer Realismus gefordert, kann dies mit dem derzeitigen Konzept nicht mehr gewährleistet werden, da über tatsächlich existierende Personen und deren Verhaltensweisen nichts bekannt ist. Hier wäre also der Übergang von Modellierungen der Expositionen von Referenzperson zur Modellierung der Expositionen der kritischen Gruppe vonnöten. Die Ermittlung der kritischen Gruppe und deren Verhaltensweisen kann im Einzelfall jedoch aufwändig sein.

Für die Ermittlung der Dosis aus Nahrungsmitteln sehen die Berechnungsgrundlagen Bergbau [106, 109] die Berechnung über die Aktivitäten im Boden und im Beregnungswasser immer dann vor, wenn die direkte Messung nicht möglich oder unangemessen aufwändig wäre. Hierfür sind dann Transferfaktoren angegeben, mit denen die Nuklidgehalte in den Lebensmitteln berechnet werden können. Diese Transferfaktoren sind zwar in ihrem Wert realistisch [85], aber ob sie im Einzelfall zutreffen, ist unklar. Daher können nur Messungen eine realistische Modellierung gewährleisten.

Die verwendeten Dosiskoeffizienten sind gesetzlich festgelegt. Für tatsächlich existierende Personen ist dennoch anzunehmen, dass sie nicht für jede Person zutreffen. Auch die Annahmen bei der Ermittlung der Dosiskoeffizienten müssen nicht auf den Einzelfall zutreffen.

Da bei der Ingestion von Boden davon auszugehen ist, dass Polonium in anorganisch gebundener Form vorliegt, ist mit einem geringeren f_1 -Wert zu rechnen. Dieser ist bei der gesetzlichen Festlegung in der Strahlenschutzverordnung nicht berücksichtigt. Die Berechnungsgrundlagen Bergbau [106, 109] weichen hier von den gesetzlich festgelegten Koeffizienten ab, da zugunsten eines größeren Realismus ein niedrigerer Wert für den Dosiskoeffizienten von Po-210 angesetzt wird. Für die Ingestion von durch Rückstände aus dem Steinkohlebergbau kontaminiertem Boden ist davon auszugehen, dass für Radium ebenfalls ein geringerer f_1 -Wert anzusetzen ist, da das Radium in der Kristallstruktur eingebaut ist. Da die Berechnungsgrundlagen Bergbau nach dem

Überarbeitungsvorschlag [109] nicht mehr explizit für Hinterlassenschaften des Uranerzbergbaus, sondern für alle Bergbaubereiche gelten sollen, könnte auch hier zugunsten von mehr Realismus von den gesetzlichen Vorgaben abgewichen werden.

Ähnliches gilt auch für Transferfaktoren vom Boden zu Pflanzen. Wenn das Radium in der Kristallstruktur des Radiobaryt ($\text{Ba,Ra}\text{SO}_4$) gebunden ist, ist es fraglich, ob die generischen Transferfaktoren noch zutreffen. Hier können Messungen Klarheit schaffen.

9.7.2 Probleme mit Punktschätzern

Die Strahlenexposition muss als Zufallsgröße aufgefasst werden, für die eine Wahrscheinlichkeitsverteilung angegeben werden kann. Außer der Poissonverteilung kann jedoch keine Verteilung mit nur einem Parameter hinreichend charakterisiert werden. Genau dies wird jedoch gegenwärtig bei der rechtlichen Behandlung getan. Dabei kann das Problem entstehen, dass mit einer signifikanten Wahrscheinlichkeit ein Grenz- oder Richtwert überschritten wird, obwohl er laut Punktschätzer eingehalten wird. Ein rechnerisches Beispiel hierfür zeigt Pröhl in [85]. Ein weiteres Beispiel ist die oben gezeigte Wahrscheinlichkeitsverteilung der zusätzlichen begbaubedingten Dosis durch externe Bestrahlung im Bereich der Lippe für 1–2-Jährige (Abbildung 9.2), für die mit einer Wahrscheinlichkeit von 17 % keine zusätzliche Dosis zu erwarten ist. Dieses ist bei der Betrachtung eines Punktschätzers nicht ersichtlich.

Daher sind nur Verteilungen ausreichend geeignet, um Strahlenexpositionen realistisch zu modellieren und zu beurteilen.

9.7.3 Verteilungen von Parametern

Bei der Modellierung der Wahrscheinlichkeitsverteilungen von Expositionen sind auch die Verteilungen von Parametern, die in die Modellierung eingehen, von Bedeutung. Für viele Parameter liegen jedoch keine Informationen über die Verteilungen vor.

In dieser Arbeit wurde versucht, für die Parameter, die nur als Punktschätzer vorliegen, Verteilungen und deren Kenngrößen plausibel abzuschätzen. Ob dies realistisch geschehen ist, kann jedoch nicht mit Sicherheit gesagt werden. Insbesondere für die Aufenthaltszeiten, aber auch für andere Parameter, die die Referenzperson betreffen, sind daher Untersuchungen über die Verteilungen notwendig, die bei den Verzehrsgewohnheiten auch Korrelationen berücksichtigen. Im Einzelfall, wenn die Modellierungen für Referenzpersonen nicht genügend realistisch sind und zu Überschreitungen von Grenz- oder Richtwerten führen, könnten auch Untersuchungen über die Gewohnheiten einer kritischen Gruppe notwendig sein.

9.7.4 Rechtlicher Umgang

Nachdem als Ergebnis einer Expositionsmodellierung eine Wahrscheinlichkeitsverteilung erhalten wurde, stellt sich die Frage nach der rechtlichen Behandlung.

Für den Fall eines Grenz- bzw. Richtwertes und eines Punktschätzers ist die Behandlung klar. Bei der Betrachtung einer Wahrscheinlichkeitsverteilung tritt zunächst die Frage auf, welche Größe, z.B. Median oder Erwartungswert, oder welches Quantil der Verteilung zur rechtlichen Beurteilung herangezogen wird. Es muss festgelegt werden, mit welcher Wahrscheinlichkeit die Überschreitung

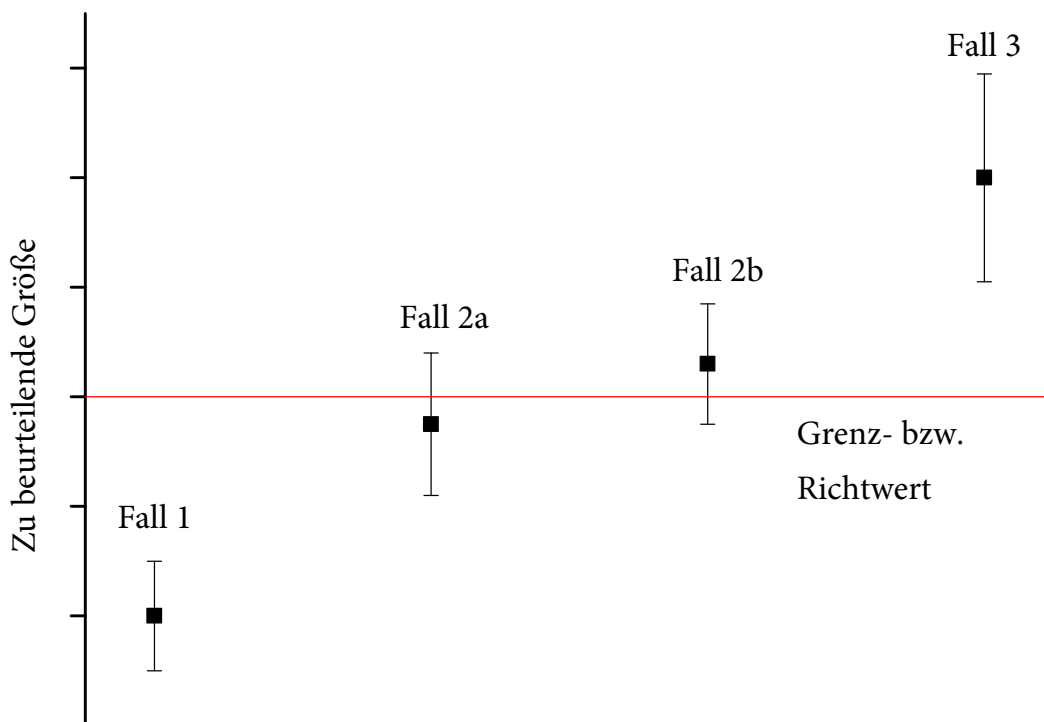


Abbildung 9.7: Mögliche Fälle bei der Beurteilung von Messwerten

eines Grenz- oder Richtwertes in Kauf genommen wird. Anders ausgedrückt bedeutet dies, dass geklärt werden muss, welches Risiko akzeptabel ist. In einer Welt der Variabilitäten gibt es ein Nullrisiko nicht.

Bei Rechnungen nach AVV [6] wird bei den Eigenschaften der Referenzpersonen vielfach von den 95-%-Quantilen Gebrauch gemacht. Die Diskussion, ob diese Quantile und somit ein Risiko der Überschreitung von 5 % angemessen sind, ist jedoch bisher nicht geführt worden. Ebenso wenig herrscht Klarheit darüber, ob die Expositionen aus natürlicher Radioaktivität auf gleiche Art wie Expositionen aus künstlichen Quellen beurteilt werden können, da das Vorsorgeprinzip und Konservativitäten vielfach schon zu Richtwertüberschreitungen führen. Dies ist zum Beispiel in den Modellierungen der Expositionen zum Bereich Lengenfeld deutlich geworden, in denen die oberen Grenzen der 95-%-Vertrauensbereiche häufig über 1 mSv im Jahr liegen.

Beurteilt man eine mit Unsicherheiten behaftete Größe auf die Über- oder Unterschreitung eines Grenz- bzw. Richtwertes hin, so bietet sich ein Verfahren an, das unter anderem in [7, 95, 107] vorgestellt wurde und Eingang in eine österreichische Norm [78, 79] gefunden hat.

In Abbildung 9.7 sind die vier möglichen Fälle bei der Beurteilung einer mit Unsicherheiten behafteten Größe in Bezug auf einen Grenz- oder Richtwert dargestellt. Die Werte können dabei als Erwartungswert mit zugehörigem Vertrauensbereich aufgefasst werden. In Fall 1 ist der Grenz- oder Richtwert eindeutig unterschritten, in Fall 3 eindeutig überschritten. Problematischer ist die Beurteilung der Fälle 2a und 2b. In Fall 2a liegt der Erwartungswert unter, die obere Grenze des Vertrauensbereiches jedoch über dem Grenz- oder Richtwert. In Fall 2b liegen sowohl Erwartungswert als auch Vertrauensbereich über dem Grenz- oder Richtwert.

tungswerte als auch obere Grenze des Vertrauensbereiches darüber. Die Fälle 2a und 2b konnten in den Modellierungen zum Bereich Lungenfeld in diesem Kapitel häufig beobachtet werden. Betrachtet man nur die obere Grenze des Vertrauensbereiches, so ist der Richtwert in beiden Fällen überschritten. Es ist jedoch fraglich, ob man sich diese Behandlungsweise leisten kann und will. Als Alternative bleibt nur, die Modellierungen mit mehr Realismus durchzuführen, um die Breite des Vertrauensbereiches zu reduzieren. Dies kann dazu führen, dass statt Referenzpersonen kritische Gruppen betrachtet und eventuell sogar deren Expositionen gemessen werden müssen. Ob dieser Aufwand gerechtfertigt ist, muss im Einzelfall entschieden werden.

10 Zusammenfassung und Ausblick

Der größte Anteil der Strahlenexposition des Menschen wird durch natürliche Radioaktivität und natürliche Strahlung verursacht. Diese Arbeit hatte die Ermittlung und Bewertung von erhöhten Strahlenexpositionen, die aus bergbaulichen Aktivitäten resultieren, für die allgemeine Bevölkerung zum Ziel. Dazu wurden sowohl die Ergebnisse eigener Messungen als auch Fremd- und Literaturdaten verwendet. Besonderes Gewicht wurde dabei auf die realistische Modellierung der Strahlenexpositionen unter Verwendung von Monte-Carlo-Simulationen gelegt.

Die eigenen Messungen wurden gammaspektrometrisch nach der entsprechenden Probenaufbereitung durchgeführt.

Exemplarisch wurden vier Kontaminationssituationen aus zwei Bereichen betrachtet:

- Aus dem Steinkohlebergbau die Gebiete der Fossa Eugenia und des Rheinberger Altrheins sowie der Lippe um Marl und
- aus dem Uranbergbau der Bereich von Lengenfeld in Sachsen sowie die Stadt Mailuuusuu in Kirgisistan.

Natürliche Expositionen

Zur Beurteilung von Kontaminationen und erhöhten Expositionen ist die Kenntnis des natürlichen Hintergrundes und der natürlichen Strahlenexposition unabdingbar. Daher wurden für jedes Gebiet auch bergbaulich unbeeinflusste Proben untersucht, um standortspezifische Hintergrundwerte abzuleiten. Für die Ortsdosisleistung wurde dabei zum Teil auf Literaturdaten zurückgegriffen.

Um die natürliche Jahresexposition abzuschätzen und die Berechnungsmethode zu verifizieren, wurde mit Literaturdaten [115] eine Modellierung der natürlichen Strahlenexposition für Niedersachsen durchgeführt. Einbezogen wurden die Expositionspfade externe Bestrahlung, Staubinhalation, Bodeningestion sowie Ingestion von Nahrungsmitteln und Trinkwasser. Es ergaben sich Erwartungswerte der Expositionen zwischen 1,2 mSv für Säuglinge und 0,7 mSv für Erwachsene. Die Vertrauensbereiche betrugen beim Säugling 0,8–2,0 mSv und bei Erwachsenen 0,5–0,8 mSv. Addiert man die Exposition durch Radon, die von Vahlbruch [115] berechnet wurde, so ergeben sich für die gesamte natürliche Jahresexposition Erwartungswerte zwischen 1,3 mSv und 1,9 mSv bei einem altersgewichteten Mittel von 1,8 mSv.

Fossa Eugenia und Rheinberger Altrhein

Im Bereich der Fossa Eugenia und des Rheinberger Altrheins in Nordrhein-Westfalen wurden radioaktive Kontaminationen festgestellt, die auf den Steinkohlebergbau zurückzuführen sind. Im Rahmen eines Projektes [38] sind zur Erfassung der Kontaminationen und zur Bewertung der potentiellen Strahlenexpositionen umfangreiche Messungen der Ortsdosisleistung und Untersuchungen von Sedimenten, Böden und Biomaterialien durchgeführt worden. Bei der Kartierung

der Ortsdosisleistungen wurden mehrere kleinräumige Kontaminationen, die zum Teil bereits beseitigt wurden, und eine flächenhafte Kontamination im Bereich des Rheinberger Altrheins festgestellt. Auf einer Fläche von über 8000 m² sind Ortsdosisleistungen von mehr als 200 nSv/h gemessen worden.

Die Untersuchungen von Sedimentproben ermöglichten die Identifikation der Kontaminationsquellen und Charakterisierung der rezenten Sedimente, die die Kontaminanten der belasteten Bereiche am Altrhein darstellen. Die Sedimente zeichnen sich durch ein charakteristisches Aktivitätsverhältnis von $a(\text{Ra-228})/a(\text{Ra-226}) < 0,5$ aus. Dieses wurde bereits früher als Indikator für uranbergbaulichen Einfluss im Erzgebirge angesehen und kann auch für die in dieser Arbeit untersuchten Gebiete aus dem Steinkohlebergbau als Zeichen für bergbauliche Kontaminationen angesehen werden.

Bodenproben wurden sowohl in belasteten wie auch in unbelasteten Bereichen genommen. Die spezifischen Aktivitäten im Boden betrugen in den am höchsten belasteten Bereichen am Altrhein bis zu 1580 Bq/kg für Ra-226 und bis zu 720 Bq/kg für Pb-210. Die Messung von unkontaminierten Boden- und Sedimentproben ermöglichte darüber hinaus die Ableitung standortspezifischer Hintergrundwerte.

Die ermittelten Werte wurden für die Modellierung der bergbaubedingten zusätzlichen Expositionen verwendet, wobei zwei Expositionsszenarien und jeweils die Pfade externe Exposition, Staubinhalation und Bodeningestion betrachtet wurden. Beim Szenario Altrhein rechts, das die höher kontaminierten Bereiche berücksichtigt, ergab sich für die am höchsten exponierte Gruppe der 1–2-Jährigen ein Erwartungswert von 0,41 mSv bei einem Schwankungsbereich von 0,06–0,86 mSv. Für das Szenario Altrhein links betrug der entsprechende Erwartungswert 0,35 mSv und der Vertrauensbereich 0,05–0,72 mSv. Diese Werte liegen niedriger als die mit Punktschätzern ermittelten.

Für die Zukunft sollte die Kontaminationssituation weiter beobachtet werden, da eine Überschreitung des Dosisrichtwertes für die Zukunft nicht auszuschließen ist. In diesem Fall wären weitere Maßnahmen zu prüfen.

Weiterhin hat ein Vorversuch zur Extraktion von Ra-226 aus durch den Steinkohlebergbau kontaminiertem Material Hinweise darauf gegeben, dass die Verfügbarkeit von Ra-226 deutlich geringer ist als bei der Festlegung des Ingestionsdosiskoeffizienten angenommen. Hier sind weitere Untersuchungen notwendig und ein niedrigerer Dosiskoeffizient wahrscheinlich.

Die Lippe bei Marl

Bei Marl haben Ableitungen des Bergwerks Auguste-Viktoria über den Sickingmühlenbach in die Lippe ebenfalls zu radioaktiven Kontaminationen geführt.

Auch wenn in diesem Gebiet keine flächenhafte Kartierung der Ortsdosisleistung durchgeführt wurde, weist die Topographie keine ausgeprägten Sedimentationszonen auf, so dass ausgedehnte Flächen mit erhöhter Radioaktivität nicht zu erwarten sind. Dennoch sind Erhöhungen der Ortsdosisleistung nach dem Zufluss des Sickingmühlenbachs in die Lippe messbar, die mit im Flussverlauf wieder auf das Hintergrundniveau absinken.

Bodenproben waren bereits aus früheren Untersuchungen vorhanden. Diese wurden mit verbesserten Analysemethoden, insbesondere für Pb-210, und zum besseren Vergleich mit der Situation an Fossa Eugenia und Rheinberger Altrhein erneut untersucht. Die am höchsten kontaminierte Bodenprobe stammt vom Sickingmühlenbach und zeigt eine spezifische Ra-226-Aktivität von

790 Bq/kg. Dies liegt deutlich unter den maximalen Aktivitäten, die am Rheinberger Altrhein gefunden wurden. Insgesamt sind auch im Verlauf der Lippe die Kontaminationen geringer. Das Aktivitätsverhältnis von Pb-210 und Ra-226 lässt darauf schließen, dass die Kontamination an der Lippe älter sind als die am Rheinberger Altrhein.

Auch für den Bereich der Lippe konnten aus den Messergebnissen standortspezifische Hintergrundwerte für die Aktivitäten in Böden abgeleitet werden. Diese liegen geringfügig niedriger als im Gebiet des Rheinberger Altrheins.

Die Modellierung der bergbaubedingten zusätzlichen Dosen ergab bei den betrachteten Szenarien eine Erhöhung von maximal 0,13 mSv gegenüber dem natürlichen Hintergrund für die am höchsten exponierte Gruppe der 1–2-Jährigen bei einer oberen Grenze des Vertrauensbereiches von etwa 0,38 mSv. An der Lippe ist also mit niedrigeren Zusatzdosen zu rechnen als am Rheinberger Altrhein. Außerdem zeigte sich, dass für den Expositionspfad externe Bestrahlung mit einer Wahrscheinlichkeit von 17 % keine Erhöhung der Dosis auftritt. Diese Möglichkeit wurde in bisherigen Betrachtungen überhaupt nicht berücksichtigt.

Lengendorf

Im Gebiet der Stadt Lengendorf sind ausgeprägte Kontaminationen vorhanden, die auf die früher hier ansässige Uranerzaufbereitung zurückzuführen sind. Bei den früheren Untersuchungen [31, 72, 88] wurde keine Bestimmung der gammaspektrometrisch schwer zu erfassenden Nuklide Th-230 und Ac-227 durchgeführt, die jedoch hier eine große Bedeutung besitzen, weshalb neue Analysen notwendig waren. Darüberhinaus wurde bei den Untersuchungen zu dieser Arbeit der Radonverlust aus den Messgefäßen berücksichtigt. In früheren Untersuchungen wurden durch die Diffusion von Rn-222 die Aktivitäten von Ra-226 um 15–20 % zu niedrig bestimmt.

Untersucht wurde bergbaulich unbeeinflusste Böden und Sedimente aus Lengendorf und anderen Gebieten aus Sachsen sowie kontaminiertes Material aus der Verdachtsfläche Lengendorf. Hierunter befanden sich unter anderem Boden aus einem Kleingarten, Aufbereitungsrückstände aus dem Lenkteich sowie Boden von einem ehemaligen Übungsplatz auf einer Halde. Darüber hinaus lagen Daten von ODL-Kartierungen dieser Gebiete vor.

Im Kleingarten betrug die mittlere ODL 246 nSv/h, im Boden wurden für Nuklide der Uran-Radium-Reihe spezifische Aktivitäten von etwa 1 Bq/g gemessen. Als Ursache müssen sowohl Ablagerung von kontaminierten Feststoffen als auch wiederholte Überschwemmungen angenommen werden. Auch für den Übungsplatz wurden deutlich erhöhte Aktivitäten von über 4 Bq/g für Th-230 und Ra-226 gemessen. In diesen Proben lässt die Verschiebung des radioaktiven Gleichgewichtes auf das Vorliegen von Aufbereitungsrückständen schließen.

Das Aktivitätsverhältnis von Th-230 und Ra-226 lässt außerdem die Unterscheidung zwischen Materialien, die auf dem Übungsplatz und der Halde lagern, und Tailingmaterialien, die bei einem Dammbbruch aus der Absetzanlage in einen Stauteich verfrachtet wurden, zu. In Material aus diesem Stauteich beträgt die spezifische Aktivität von Th-230 über 100 Bq/g, während die spezifischen Aktivitäten von Ra-226 deutlich niedriger liegen.

Beim Garten am Plohnbach ergab die Modellierung der Exposition durch Ingestion von dort angebauten Nahrungsmitteln eine deutliche Überschreitung des Richtwertes von 1 mSv im Jahr für alle Altersgruppen unter 17 Jahren. Diese Modellierung basierte auf Transferfaktoren und verwendete Punktschätzer. Für die aus dem Aufenthalt im Garten durch die Pfade externe Bestrah-

lung, Staubinhalation und Bodeningestion resultierende Exposition liegen die Erwartungswerte unter 1 mSv im Jahr. Der 95-%-Vertrauensbereich für die Exposition von 1–2-Jährigen liegt bei 0,13–1,68 mSv, also mit einer signifikanten Wahrscheinlichkeit über dem Richtwert. Bezieht man realistischere Bodeningestionsraten mit ein, so ergibt sich auch für Säuglinge eine signifikante Dosis von über 1 mSv im Jahr mit einem Vertrauensbereich von 0,2–4,5 mSv. Diese ist jedoch an die Aufenthaltszeiten gekoppelt, die hohe Konservativitäten enthalten. Für die Zukunft sind unbedingt Messungen der Aktivitäten in pflanzlichen Produkten notwendig, um die Expositionen realistischer einzuschätzen. Sollte es dann bei einer Überschreitung des Dosisrichtwertes bleiben, so müssten Nutzungseinschränkungen oder Sanierungsmaßnahmen geprüft werden.

Das Problem der Aufenthaltszeiten zeigte sich auch bei der Modellierung der Exposition für Aufenthalt auf dem ehemaligen Polizeiübungsplatz auf der Halde. Bei Annahme von 1000 Stunden Aufenthalt im Jahr gemäß den Berechnungsgrundlagen Bergbau [106] ergaben sich Erwartungswerte von bis über 2 mSv im Jahr, während der Revisionsvorschlag der Berechnungsgrundlagen niedrigere, realistischere Aufenthaltszeiten ansetzt. Mit diesen sind die maximalen Expositionen um einen Faktor 10 niedriger.

Für den Aufenthalt auf dem verlandeten Lenkteich konnte nur die Ingestion der hochkontaminierten Tailingmaterialien berücksichtigt werden. Diese konservative Abschätzung ergab schon bei geringen Aufenthaltszeiten von je nach Altersgruppe zwischen 100 und 250 Stunden im Jahr hohe Expositionen, so dass der Aufenthalt von Kindern in diesem Bereich vermieden werden sollte.

Kirgisistan

Aus dem Gebiet der Stadt Mailuusuu in Kirgisistan wurden im Rahmen eines Projektes in Zusammenarbeit mit der BGR Proben von Wasser und Feststoffen untersucht.

Die vorliegenden Proben von Tailingmaterial aus Kirgisistan sind von den Aktivitätsgehalten her mit den Materialien aus dem Lenkteich vergleichbar, während die zur Verfügung stehenden Sediment- und Oberbodenproben radiologisch unauffällig waren. Von allen Wasserproben überschritten etwa die Hälfte den Grenzwert der WHO für die Urankonzentration. Unter diesen Proben befanden sich aber nicht nur Trinkwässer, sondern auch Oberflächen- und Sickerwässer.

Die Modellierung der Exposition erfolgte für Mailuusuu nur als Bruttodosis, da keine belastbaren Informationen über Hintergrundwerte vorlagen. Die Ermittlung der Exposition aus allen relevanten Nukliden der Uran-Radium-Reihe war aufgrund der Datenlage nur bei wenigen Wasserproben möglich. Dabei ergab sich für eine Trinkwasserprobe eine geringfügige Überschreitung des Dosisrichtwertes von 0,1 mSv im Jahr, der von der WHO vorgeschlagen wurde. Da keine Informationen über Schwankungen vorliegen, ist es möglich, dass die tatsächliche Dosis niedriger liegt.

Die durch Pb-210 verursachte Dosis liegt für Kinder in fast allen Trinkwasserproben über 0,1 mSv im Jahr, für Erwachsene jedoch darunter. Die Dosis aus Po-210 spielt dagegen eine untergeordnete Rolle.

Insgesamt muss jedoch von einer Nutzung von Oberflächenwässern als Trinkwasser abgeraten werden. Die weitere Untersuchung der radiologischen Situation und die Einführung eines Überwachungsprogramms für Trinkwässer sollten zum Schutz der Bevölkerung zügig erfolgen. Weiterhin sollte die Variabilität der radiologischen Kontamination des Trinkwassers besser erforscht werden.

Realistische Modellierungen

Aus den Ergebnissen dieser Arbeit lassen sich einige Konsequenzen für die realistische Modellierung der Strahlenexposition ableiten.

Die höchsten Expositionen und Überschreitungen von Dosisrichtwerten ergeben sich in praktisch allen Fällen für 1–2-Jährige, aber auch für Säuglinge und Kleinkinder. Hier ist das Konzept, die Folgedosis bis zum 70. Lebensjahr als Jahresdosis aufzufassen, jedoch nicht realistisch. Daher muss hier am Berechnungsmodell etwas geändert werden, um zu einer realistischen Dosismittlung zu gelangen.

Die in den Berechnungsvorschriften festgelegten Aufenthaltszeiten für die Referenzperson sind notwendigerweise konservativ. Für eine realistischere Modellierung müssten aber die Verhaltensweisen tatsächlich existierender Personen verwendet werden. Dies gilt auch für die Problematik der Ingestion von Boden, bei der die strikte Kopplung an die Aufenthaltszeit sicherlich als abdeckend anzusehen ist.

Die bergbaulich erhöhte Strahlenexposition als Differenz von erhöhter Exposition und natürlichem Hintergrund wurde in dieser Arbeit erstmals als Wahrscheinlichkeitsverteilung modelliert. Das Resultat, dass es in bestimmten Situationen mit einer signifikanten Wahrscheinlichkeit nicht zu einer Erhöhung der Dosis gegenüber dem natürlichen Hintergrund kommt, wurde vorher nicht betrachtet, sondern eine Erhöhung als gesichert angesehen.

Die wesentlichen Variabilitäten bei der Schwankung der Expositionen resultieren größtenteils aus der Schwankung der Umweltradioaktivität. Über die durch unterschiedliche Verhaltensweisen von Menschen verursachten Schwankungen wurden in dieser Arbeit Abschätzungen angestellt, jedoch besteht weiterer Bedarf an Daten. Für die Zukunft sollten solche Größen nicht nur als Punktschätzer, sondern als Verteilungen mit charakteristischen Größen und Vertrauensbereichen angesehen und auch angegeben werden.

Darüberhinaus wird die Modellierung der Exposition derzeit für einen durchschnittlichen Menschen durchgeführt. Unterschiede in der Physiologie und Anatomie werden – außer bei der Unterscheidung in sechs Altersgruppen – nicht weiter beachtet. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf, insbesondere bei der Festlegung der Dosiskoeffizienten. Diese sind zwar gesetzlich festgelegt und müssen als Punktschätzer verwendet werden, aber für eine realistische Modellierung wären Informationen über die Verteilungen solcher Dosiskoeffizienten notwendig.

A Tabellen

Tabelle A.1: Eingesetzte Reinstgermanium-Halbleiterdetektoren

Detektor	Benno	Josef	Jenö	K1	K2	K3
Typ	n-Type, koaxial	p-Type, koaxial <i>extended range</i>	n-Type, planar	p-Type, koaxial	n-Type, koaxial	n-Type, koaxial
Hersteller	Ortec	Canberra	Canberra	Ortec	Canberra	Canberra
Modell	GMX- 30200-P	GX3018	GL2820R	GEM- 40200-P	7229N	GR2818
Seriennummer	34- TN20508A	b 99154	b 97611	29- TP20009B	b 85559	b 95691
Hochspannung	-2500 V	+4500 V	-3000 V	+4000V	-3500 V	-5000 V
Relative Nachweiswahrscheinlichkeit	30%	30%		40%		28%
Länge des Kristalls	53,5 mm	53,5 mm	20 mm			59,5 mm
Durchmesser des Kristalls	59,9 mm	60 mm	60 mm			53 mm
Fenster	Beryllium 0,5 mm	Beryllium	Carbon-Epoxy 0,5 mm	Aluminium	Beryllium	Carbon-Epoxy
Totschicht	0,3 µm					
FWHM (1332 keV)	1,8 keV	1,8 keV		1,8keV		1,8keV
FWHM (122 keV)		875 eV	750 eV	870 eV		920 eV
FWHM (59,5 keV)			660 eV			
Peak/Compton	48	58		62		60

Tabelle A.2: Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide in Grundwässern aus dem Bereich Fossa Eugenia und Rheinberger Altrhein, nach [38]

Probe	U-238 Bq/L	Ra-226 Bq/L	Pb-210 Bq/L	Ra-228 Bq/L	Th-228 Bq/L	Cs-137 Bq/L	K-40 Bq/L
1017	< 0,087	< 0,006	< 0,095	< 0,017	< 0,014	< 0,003	0,11 ± 0,042
1102	< 0,036	0,015 ± 0,002	< 0,047	0,017 ± 0,005	< 0,007	< 0,002	0,58 ± 0,033
1190	< 0,078	0,008 ± 0,004	< 0,102	< 0,018	< 0,015	< 0,004	0,152 ± 0,046
1642-2	< 0,073	0,01 ± 0,004	< 0,094	0,018 ± 0,011	< 0,012	< 0,004	< 0,076
1647	< 0,072	0,011 ± 0,003	< 0,092	0,017 ± 0,008	< 0,013	< 0,003	0,164 ± 0,042
2217	< 0,036	0,007 ± 0,002	< 0,047	0,016 ± 0,006	< 0,006	< 0,002	0,233 ± 0,034
1929H	< 0,074	< 0,006	< 0,094	< 0,017	< 0,012	< 0,03	0,224 ± 0,043
Am Kanal	< 0,087	0,005 ± 0,003	< 0,095	0,019 ± 0,011	< 0,013	< 0,003	0,217 ± 0,044
Messungen durch VKTA							
1102	0,086 ± 0,009	0,013 ± 0,003	< 0,22	0,035 ± 0,007	0,106 ± 0,012	< 0,004	0,51 ± 0,03
2217	0,096 ± 0,01	0,012 ± 0,002	< 0,15	0,042 ± 0,008	0,15 ± 0,017	< 0,009	0,78 ± 0,05

Tabelle A.3: Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide in Oberflächenwässern (unfiltriert) aus dem Bereich Fossa Eugeniana und Rheinberger Altrhein, nach [38]

Probe	U-238 mBq/L	Ra-226 mBq/L	Pb-210 mBq/L	Ra-228 mBq/L	Ra-224 mBq/L	Cs-137 mBq/L	K-40 mBq/L
1	< 0,20	0,02 ± 0,01	< 0,25	< 0,08	< 0,04	< 0,01	< 0,01
2	< 0,20	< 0,02	< 0,26	< 0,08	< 0,04	< 0,01	< 0,24
3	< 0,20	< 0,02	< 0,30	< 0,09	< 0,04	< 0,01	< 0,23
4	< 0,19	< 0,02	< 0,25	< 0,08	< 0,04	< 0,01	< 0,22
5	< 0,19	< 0,02	< 0,29	< 0,07	< 0,04	< 0,01	< 0,01
6	< 0,21	0,07 ± 0,01	< 0,27	0,08 ± 0,04	< 0,04	< 0,01	2,89 ± 0,18
7	< 0,21	0,07 ± 0,01	< 0,03	< 0,09	< 0,04	< 0,01	2,60 ± 0,18
8	< 0,25	0,04 ± 0,01	< 0,31	< 0,09	< 0,04	< 0,01	0,98 ± 0,15
9	0,22 ± 0,15	0,03 ± 0,01	< 0,25	< 0,08	< 0,04	< 0,02	1,67 ± 0,16
10A	< 0,43	0,12 ± 0,02	< 0,54	< 0,18	< 0,10	< 0,02	7,10 ± 0,41
10B	< 0,41	0,11 ± 0,02	< 0,53	< 0,15	< 0,07	< 0,02	7,67 ± 0,41
11	< 0,20	0,03 ± 0,01	< 0,26	< 0,08	< 0,04	< 0,01	1,45 ± 0,15
12	< 0,20	< 0,02	< 0,25	< 0,08	< 0,04	< 0,01	0,30 ± 0,12
13	< 0,20	0,04 ± 0,01	< 0,28	< 0,08	< 0,04	< 0,01	1,42 ± 0,15
14	< 0,19	< 0,02	< 0,28	< 0,08	< 0,04	< 0,01	< 0,22
15	< 0,23	< 0,02	< 0,28	< 0,07	< 0,04	< 0,01	< 0,23
16	< 0,20	0,03 ± 0,01	< 0,26	< 0,08	< 0,04	< 0,01	0,83 ± 0,14
17	< 0,20	0,02 ± 0,01	< 0,27	< 0,07	< 0,04	< 0,01	0,81 ± 0,14
18A	< 0,41	0,11 ± 0,02	< 0,61	< 0,16	< 0,10	< 0,02	4,48 ± 0,35
18B	< 0,41	0,07 ± 0,02	< 0,60	< 0,16	< 0,10	< 0,02	4,54 ± 0,34
19A	< 0,56	0,06 ± 0,02	< 0,69	< 0,20	< 0,10	< 0,02	4,57 ± 0,39
19B	< 0,38	0,13 ± 0,02	< 0,50	< 0,16	< 0,10	< 0,02	4,88 ± 0,34
Messungen durch VKTA, Angaben in Bq/L							
2	0,0135 ± 0,0014	0,0034 ± 0,0010	0,0066 ± 0,0020	0,0072 ± 0,0014	0,0032 ± 0,0005		0,182 ± 0,018
10	0,0107 ± 0,0011	0,063 ± 0,019	< 0,16	0,052 ± 0,019	0,0099 ± 0,0017		7,4 ± 0,4
5	0,0156 ± 0,0016	0,013 ± 0,005	< 0,033	< 0,0047	0,042 ± 0,007		0,179 ± 0,015
16	0,0240 ± 0,0024	0,025 ± 0,005	< 0,030	0,019 ± 0,003	0,038 ± 0,008		0,650 ± 0,023
18	0,0034 ± 0,0003	0,061 ± 0,012	< 0,091	0,033 ± 0,006	0,073 ± 0,017		3,59 ± 0,08

Tabelle A.4: Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide in Oberflächenwässern (filtriert) aus dem Bereich Fossa Eugeniana und Rheinberger Altrhein, nach [38]

Probe	U-238 mBq/L	Ra-226 mBq/L	Pb-210 mBq/L	Ra-228 mBq/L	Th-228 (Ra-224) mBq/L	Cs-137 mBq/L	K-40 mBq/L
1	< 0,24	< 0,02	< 0,31	< 0,05	< 0,04	< 0,01	< 0,24
2	< 0,21	< 0,02	< 0,28	< 0,05	< 0,04	< 0,01	< 0,31
3	< 0,26	< 0,02	< 0,31	< 0,06	< 0,05	< 0,01	< 0,26
4	< 0,21	< 0,02	< 0,28	< 0,05	< 0,03	< 0,01	< 0,23
5	< 0,27	< 0,02	< 0,29	< 0,05	< 0,04	< 0,01	< 0,24
6	< 0,26	$0,04 \pm 0,01$	< 0,28	< 0,05	< 0,04	< 0,01	$2,98 \pm 0,18$
7	< 0,28	$0,05 \pm 0,01$	< 0,30	< 0,05	< 0,04	< 0,01	$2,34 \pm 0,18$
8	< 0,22	$0,02 \pm 0,01$	< 0,28	< 0,05	< 0,04	< 0,01	$1,00 \pm 0,14$
9	< 0,28	$0,05 \pm 0,01$	< 0,30	< 0,05	< 0,04	< 0,01	$2,34 \pm 0,18$
10A	< 0,50	$0,10 \pm 0,03$	< 0,64	< 0,11	< 0,09	< 0,02	$7,61 \pm 0,43$
10B	< 0,55	$0,10 \pm 0,02$	< 0,59	< 0,11	< 0,09	< 0,02	$7,28 \pm 0,41$
11	< 0,25	$0,03 \pm 0,01$	< 0,32	< 0,05	< 0,04	< 0,01	$1,62 \pm 0,16$
12	< 0,25	< 0,02	< 0,30	< 0,05	< 0,04	< 0,01	< 0,25
13	< 0,25	< 0,02	< 0,33	< 0,06	< 0,04	< 0,01	< 0,27
14	< 0,23	< 0,02	< 0,29	< 0,06	< 0,04	< 0,01	< 0,23
15	< 0,22	< 0,02	< 0,29	< 0,05	< 0,04	< 0,01	< 0,23
16	< 0,24	$0,02 \pm 0,01$	< 0,27	< 0,05	< 0,04	< 0,01	$1,21 \pm 0,15$
17	< 0,23	$0,02 \pm 0,01$	< 0,30	< 0,05	< 0,04	< 0,01	$0,78 \pm 0,14$
18	< 0,29	$0,06 \pm 0,01$	< 0,32	< 0,06	< 0,05	< 0,01	$4,76 \pm 0,23$
19	< 0,30	$0,11 \pm 0,01$	< 0,29	< 0,06	< 0,05	< 0,01	$4,90 \pm 0,24$

Tabelle A.5: Aktivitätskonzentrationen von Pb-210 und Po-210 in Grund- und Oberflächenwässern aus dem Bereich Fossa Eugeniana und Rheinberger Altrhein, nach [53]

Probe	Pb-210 mBq/L	Po-210 mBq/L
Hoerstgener Kendel, Kläranlage	< 35,4	$1,3 \pm 0,4$
Einleiter Schacht Hoerstgen	< 41,6	$2,0 \pm 0,7$
Eyllsche Kendel	< 41,9	$1,3 \pm 0,8$
Rossenray Einleiter Fossa	< 36,0	$1,3 \pm 0,4$
Althrein Schleuse Ossenberg	< 44,6	$1,3 \pm 0,5$
Moersbach vor Jenneckes Gatt	< 49,6	$0,9 \pm 0,4$
Fossa, Rheinberg Fossastr.	< 46,4	$5,0 \pm 0,7$
Fossa, Auslass Krummensteg	< 46,7	$4,3 \pm 0,7$
Grundwasser, Messstelle 1017	< 35,1	$1,2 \pm 0,3$
Grundwasser, Messstelle 1929H	< 40,4	
Grundwasser, Messstelle 1102	< 43,6	
Grundwasser, Messstelle 2217	< 40,5	
Grundwasser, Messstelle 1647	< 38,2	
Absetzbecken Rossenray	< 41,1	$0,2 \pm 0,2$

Tabelle A.6: Spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Sedimenten aus dem Bereich Fossa Eugenia und Rheinberger Altrhein

Probe	U-238 Bq/kg	Ra-226 Bq/kg	Pb-210 Bq/kg	Ra-228 Bq/kg	Th-228 Bq/kg	Cs-137 Bq/kg	K-40 Bq/kg
Ho1 Grob	< 10, 3	12543 ± 432	494 ± 55	1149 ± 71	1099 ± 43	4,6 ± 0,5	131 ± 12
Ho1 Fein 1	< 126	12286 ± 256	707 ± 71	1135 ± 50	1065 ± 30	4,2 ± 0,5	164 ± 8
Ho1 Fein 2	82,6 ± 13,4	11028 ± 228	651 ± 66	1015 ± 44	954 ± 26	6,1 ± 0,6	212 ± 13
Ho2 ^g	32,5 ± 1,7	86,4 ± 1,8	36,9 ± 4,1	62,7 ± 2,7	45,5 ± 1,2	5,6 ± 0,2	432 ± 12
Ho3 ^g	50,0 ± 2,3	37,6 ± 0,8	48,0 ± 4,9	34,1 ± 1,5	31,0 ± 0,8	1,6 ± 0,1	465 ± 13
Ho4	80,9 ± 26,0	4252 ± 88	1287 ± 129	373 ± 16	436 ± 12	11,4 ± 0,4	379 ± 11
Ho5	39,1 ± 5,0	657 ± 14	241 ± 24	75,8 ± 3,4	84,5 ± 2,4	7,2 ± 0,3	478 ± 14
Ho6	23,4 ± 2,2	285 ± 6	106 ± 12	45,1 ± 2,0	46,0 ± 1,2	3,2 ± 0,1	422 ± 12
Ho7	61,3 ± 3,7	616 ± 13	392 ± 39	129 ± 6	111 ± 3	17,5 ± 0,5	333 ± 10
Ho8	24,9 ± 1,5	131 ± 3	57,7 ± 5,9	40,7 ± 1,8	36,7 ± 1,1	3,1 ± 0,1	510 ± 15
Ho9 ^g	11,0 ± 1,0	15,4 ± 0,3	10,1 ± 1,2	13,8 ± 0,6	12,0 ± 0,3	2,6 ± 0,1	377 ± 11
Ho10	34,7 ± 1,7	88,5 ± 1,8	61,8 ± 6,3	37,2 ± 1,6	34,6 ± 1,1	10,1 ± 0,3	439 ± 13
Hi1	14,7 ± 0,9	17,8 ± 0,4	20,2 ± 2,2	15,4 ± 0,7	14,6 ± 0,4	4,3 ± 0,1	480 ± 14
Hi2	20,8 ± 1,4	37,3 ± 0,8	22,4 ± 2,4	27,5 ± 1,2	22,8 ± 0,7	3,6 ± 0,1	509 ± 15
Hi3	29,8 ± 2,0	417 ± 9	159 ± 16	179 ± 8	75,8 ± 2,3	13,3 ± 0,4	386 ± 11
Hi4	21,6 ± 1,6	272 ± 6	77,8 ± 8,3	74,6 ± 3,3	60,5 ± 1,9	9,5 ± 0,3	395 ± 12
Hi5	57,7 ± 14,5	17439 ± 361	338 ± 38	3278 ± 142	3183 ± 85	7,1 ± 0,5	302 ± 14
Hi6	17,5 ± 1,5	320 ± 7	51,2 ± 5,8	135 ± 6	49,9 ± 1,4	3,8 ± 0,1	453 ± 13
Hi7	39,0 ± 4,3	944 ± 20	118 ± 12	360 ± 16	122 ± 3	5,7 ± 0,2	503 ± 15
Hi8	90,4 ± 29,0	5644 ± 116	502 ± 51	891 ± 39	920 ± 24	3,3 ± 0,3	417 ± 13
So1	< 17	85 ± 13	27 ± 10	19 ± 2	21 ± 1,7	< 1,4	496 ± 37
So2	< 19	43 ± 6	29 ± 9	24 ± 2	18 ± 1,4	< 1,4	482 ± 41
So3	< 25	250 ± 15	128 ± 19	46 ± 3	45 ± 3,1	2,5 ± 0,3	558 ± 47
So4	< 20	92 ± 6	35 ± 11	27 ± 2	22 ± 2	< 2,4	575 ± 48
So5	< 24	179 ± 11	57 ± 12	37 ± 3	35 ± 3	< 2,5	660 ± 55
So6	< 21	40 ± 7	31 ± 9	37 ± 3	35 ± 3	9 ± 1	587 ± 49
So7	< 24	298 ± 18	100 ± 20	69 ± 4	61 ± 4	< 1,8	590 ± 49
So8	< 21	206 ± 12	59 ± 14	49 ± 5	48 ± 4	< 1,5	502 ± 46
So9	< 56	2195 ± 131	554 ± 143	427 ± 26	447 ± 24	< 4,0	502 ± 44
So10	< 62	2192 ± 131	402 ± 111	480 ± 29	509 ± 27	< 2,2	346 ± 33
Si1 ^g	< 20	37 ± 3	136 ± 18	34 ± 3	34 ± 3	22 ± 1	391 ± 34
Si2 ^g	< 8,7	7,0 ± 0,6	< 11±	8,0 ± 0,9	8,0 ± 0,8	0,6 ± 0,3	256 ± 22
Si3	< 48	2750 ± 164	958 ± 142	420 ± 23	492 ± 26	< 4,0	443 ± 40
Si4	< 57	1869 ± 111	357 ± 100	351 ± 21	404 ± 22	< 1,9	269 ± 25
Si5	< 62	2276 ± 136	834 ± 121	283 ± 17	370 ± 20	2,4 ± 0,5	513 ± 45
Si6	< 37	1020 ± 61	324 ± 84	197 ± 12	216 ± 12	< 3,0	291 ± 26
Si7	< 61	2234 ± 133	603 ± 111	427 ± 26	411 ± 20	< 4,1	481 ± 43
Kamperbr	8525	580 ± 50	350 ± 50	112 ± 6	100 ± 4	11 ± 2	320 ± 30
GGooley	147	20 ± 4	12 ± 4	15 ± 2	13 ± 2	1±	340 ± 30

^g Als bergbaulich unbeeinflusst (geogen) eingeschätzte Probe

Tabelle A.7: Spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Bodenproben aus dem Bereich Fossa Eugeniana und Rheinberger Altrhein

Probe	U-238 Bq/kg	Ra-226 Bq/kg	Pb-210 Bq/kg	Ra-228 Bq/kg	Th-228 (Ra-224) Bq/kg	Cs-137 Bq/kg	K-40 Bq/kg	ODL nSv/h
BR L	69,3 ± 7,2	2534 ± 53	691 ± 71	508 ± 22	500 ± 13	15,6 ± 0,6	432 ± 13	293 ± 84
BR R	94,2 ± 15,5	2425 ± 51	689 ± 69	461 ± 20	485 ± 13	16,8 ± 0,6	384 ± 12	216 ± 57
Fo1	22,7 ± 1,8	187 ± 4	118 ± 12	33,8 ± 1,5	36,8 ± 1,1	15,8 ± 0,5	370 ± 11	146 ± 16
Fo2	35,7 ± 2,5	318 ± 7	169 ± 17	43,4 ± 2,0	48,5 ± 1,4	19,7 ± 0,6	384 ± 11	179 ± 11
Fo3	37,9 ± 3,0	517 ± 11	227 ± 23	58,7 ± 2,6	66,9 ± 2,0	15,2 ± 0,5	393 ± 11	235 ± 23
Fo4	56,0 ± 6,9	1199 ± 25	592 ± 60	93,2 ± 4,2	112 ± 3	49,0 ± 1,5	495 ± 15	353 ± 29
Fo5*	< 46	609 ± 36	342 ± 40	55,0 ± 4,3	66,0 ± 1,6	49,0 ± 1,5	495 ± 15	280 ± 24
Fo6*	< 26	267 ± 16	119 ± 18	35,0 ± 2,8	43,0 ± 3,1	9,3 ± 0,7	523 ± 45	179 ± 35
Fo7* [§]	27,0 ± 1,6	35,0 ± 2,3	22 ± 5	25,0 ± 2,0	22,0 ± 1,7	9,3 ± 0,7	663 ± 55	131 ± 5
Fo8*	< 52	1440 ± 86	700 ± 74	93 ± 10	160 ± 10	115 ± 6	596 ± 48	407 ± 7
Fo9	36,2 ± 2,8	454 ± 9	200 ± 20	55,1 ± 2,4	62,2 ± 1,7	14,0 ± 0,4	428 ± 12	215 ± 5
Fo10	41,8 ± 4,3	705 ± 15	309 ± 31	66,6 ± 3,0	79,2 ± 2,3	20,2 ± 0,6	415 ± 12	289 ± 9
Fo11	56,0 ± 4,8	1098 ± 23	517 ± 52	103 ± 5	119 ± 3	43,4 ± 1,3	467 ± 14	321 ± 16
Fo12*	< 64	1495 ± 89	722 ± 75	128 ± 9	184 ± 11	123 ± 7	540 ± 48	403 ± 8
Fo13*	< 61	1311 ± 78	708 ± 73	91 ± 7	131 ± 8	66,0 ± 3,6	588 ± 48	361 ± 21
Fo14*	< 52	935 ± 56	584 ± 61	63,0 ± 4,9	84,0 ± 15,0	35,0 ± 2,1	554 ± 48	279 ± 30
Fo15*	< 38	454 ± 27	291 ± 36	43,0 ± 3,6	52,0 ± 3,9	15,0 ± 1,1	533 ± 46	191 ± 26
Fo16*	42,0 ± 17,0	157 ± 10	58 ± 10	25,0 ± 2,1	26,0 ± 1,1	6,2 ± 0,5	445 ± 38	146 ± 5
Fo17*	< 34	333 ± 20	167 ± 22	42,0 ± 3,3	50,0 ± 3,5	7,2 ± 0,6	495 ± 43	270 ± 21
Fo18*	< 66	1419 ± 85	563 ± 66	163 ± 11	207 ± 12	38,0 ± 2,3	578 ± 51	338 ± 26
Fo19	30,8 ± 3,0	186 ± 4	102 ± 10	38,8 ± 1,7	41,0 ± 1,3	13,4 ± 0,4	528 ± 15	286 ± 18
Fo20	50,4 ± 4,5	789 ± 16	359 ± 36	85,6 ± 3,8	97,4 ± 2,9	21,8 ± 0,7	489 ± 14	337 ± 18
HK1*	< 56	1817 ± 108	1495 ± 154	36,0 ± 3,8	44,0 ± 3,6	10,0 ± 0,9	477 ± 14	
HK2*	< 53	1380 ± 46	1287 ± 136	73,0 ± 5,5	109 ± 7	10,0 ± 0,9	533 ± 47	
JG1	46,6 ± 3,5	731 ± 15	368 ± 37	74,9 ± 3,3	83,4 ± 2,3	16,6 ± 0,5	531 ± 16	231 ± 24
JG2	51,4 ± 4,8	885 ± 19	386 ± 39	94,0 ± 4,2	104 ± 3	21,6 ± 0,7	491 ± 14	294 ± 35
JG3	55,3 ± 6,0	1097 ± 23	438 ± 44	126 ± 6	139 ± 4	30,5 ± 1,0	433 ± 13	336 ± 48
JG4	57,0 ± 5,4	790 ± 17	313 ± 32	111 ± 5	119 ± 3	19,7 ± 0,6	434 ± 13	305 ± 82
RP1*	< 30	420 ± 25	264 ± 31	29,0 ± 2,6	39,0 ± 3,0	4,8 ± 0,5	495 ± 42	
SPK	21,8 ± 1,2	96,2 ± 2,0	58,4 ± 6,0	25,5 ± 1,1	26,1 ± 0,7	16,1 ± 0,5	403 ± 12	116 ± 20
WF1 [§]	42,2 ± 2,0	45,5 ± 1,0	38,7 ± 4,0	43,0 ± 1,9	43,2 ± 1,2	14,0 ± 0,4	710 ± 21	118 ± 8
WF2 [§]	34,6 ± 1,7	47,6 ± 1,0	46,5 ± 5,3	44,6 ± 2,0	44,4 ± 1,2	15,0 ± 0,5	700 ± 20	118 ± 7
WFO	48,9 ± 4,7	945 ± 20	387 ± 39	116 ± 5	131 ± 4	32,4 ± 1,0	453 ± 13	285 ± 62
WFO	39,5 ± 2,2	171 ± 4	91 ± 10	53,9 ± 2,4	55,9 ± 1,6	17,0 ± 0,5	669 ± 20	
Fo1, 0-10 cm	24,0 ± 2,2	183 ± 4	109 ± 8	33,2 ± 1,5	35,8 ± 1,1	13,6 ± 0,4	378 ± 11	146 ± 16
Fo2, 0-10 cm	29,1 ± 3,0	293 ± 6	168 ± 13	42,0 ± 1,9	46,0 ± 1,4	21,0 ± 0,6	393 ± 11	179 ± 11
Fo3, 0-10 cm	37,2 ± 4,6	671 ± 13	317 ± 23	71,7 ± 3,2	82,5 ± 2,4	21,5 ± 0,6	404 ± 12	235 ± 23
Fo4, 0-10 cm	44,4 ± 5,5	1305 ± 28	642 ± 51	108 ± 5	131 ± 5	60,5 ± 1,8	454 ± 13	353 ± 29
Fo5, 0-10 cm	30,5 ± 3,4	683 ± 16	365 ± 30	57,4 ± 2,7	65,6 ± 2,4	19,3 ± 0,7	466 ± 14	280 ± 24
Fo6, 0-10 cm	20,5 ± 1,8	298 ± 6	143 ± 11	37,5 ± 1,7	42,0 ± 1,2	11,3 ± 0,3	468 ± 13	179 ± 35
Fo9, 0-10 cm	29,8 ± 3,6	597 ± 14	287 ± 24	64,7 ± 2,9	73,6 ± 2,6	19,4 ± 0,7	425 ± 13	215 ± 5
Fo10, 0-10 cm	28,1 ± 4,5	1001 ± 23	476 ± 37	89,4 ± 4,1	105 ± 3	27,5 ± 1,0	442 ± 13	289 ± 9
Fo11, 0-10 cm	45,6 ± 5,4	1397 ± 27	642 ± 48	133 ± 6	155 ± 4	60,4 ± 1,7	442 ± 13	321 ± 16
Fo12, 0-10 cm	46,3 ± 6,1	1576 ± 30	720 ± 53	174 ± 8	207 ± 6	103 ± 3	446 ± 13	403 ± 8
Fo13, 0-10 cm	46,4 ± 6,2	1300 ± 25	604 ± 45	115 ± 5	140 ± 4	92,4 ± 2,7	402 ± 12	361 ± 21
Fo14, 0-10 cm	50,1 ± 6,3	1281 ± 25	626 ± 51	98,4 ± 4,4	119 ± 3	61,2 ± 1,8	471 ± 14	279 ± 30
Fo15, 0-10 cm	34,0 ± 4,7	858 ± 20	457 ± 41	71,2 ± 3,3	84,3 ± 3,2	29,8 ± 1,0	422 ± 13	191 ± 26
Fo16, 0-10 cm	28,1 ± 3,2	453 ± 9	225 ± 17	48,0 ± 2,1	55,7 ± 1,7	17,0 ± 0,5	390 ± 11	146 ± 5
Abstich I/1	71,9 ± 13,3	933 ± 32	299 ± 30	98,2 ± 6,2	115 ± 4	70,0 ± 3,0	363 ± 15	
Abstich I/2	22,7 ± 2,0	60,4 ± 2,1	55,2 ± 6,2	7,5 ± 0,6	7,9 ± 0,3	2,0 ± 0,1	74,0 ± 3,7	
Abstich I/3	27,3 ± 2,8	71,0 ± 2,5	60,1 ± 7,1	23,4 ± 1,5	20,4 ± 0,8	#NV	401 ± 16	
Abstich II	48,7 ± 4,0	216 ± 8	139 ± 14	29,1 ± 1,9	30,9 ± 1,3	2,8 ± 0,3	409 ± 17	

* Messung durch Universität Duisburg-Essen

[§] Als bergbaulich unbeeinflusst (geogen) eingeschätzte Probe

Tabelle A.8: Spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Biomaterialien aus dem Bereich Fossa Eugeniana und Rheinberger Altrhein, bezogen auf die Frischmasse

Probe	U-238 mBq/kg	Ra-226 mBq/kg	Pb-210 mBq/kg	Ra-228 mBq/kg	Th-228 mBq/kg	K-40 mBq/kg
Weidegras	133 ± 37	239 ± 7	1324 ± 140	245 ± 18	104 ± 6	180 ± 7
Aal (Fossa)*	< 124	15 ± 6	< 152	< 52	13 ± 3	34 ± 2
Aland (Altrhein)*	< 179	22 ± 9	< 220	< 76	10 ± 4	118 ± 6
Aal (Referenzgew.)*	< 212	18 ± 8	332 ± 133	< 87	< 17	73 ± 4
Nutria	< 284	602 ± 25	< 629	< 92	90 ± 10	160 ± 7

* Messung durch den VKTA [38]

Tabelle A.9: Spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Bodenproben aus dem Bereich Marl an der Lippe

Probe	U-238 Bq/kg	Ra-226 Bq/kg	Pb-210 Bq/kg	Ra-228 Bq/kg	Th-232 Bq/kg	Cs-137 Bq/kg	K-40 Bq/kg	ODL nSv/h
BP 2-04	24,4 ± 2,6	459 ± 11	249 ± 19	85,0 ± 3,8	110 ± 3	31,4 ± 1,0	372 ± 11	159
BP 2-07	15,4 ± 1,6	49,5 ± 1,2	58,7 ± 4,8	17,1 ± 0,8	19,2 ± 0,5	7,9 ± 0,3	243 ± 7	126
BP 2-12	21,7 ± 2,1	167 ± 5	145 ± 11	40,8 ± 1,9	48,3 ± 2,1	28,2 ± 0,9	369 ± 12	149
BP 2-13	14,7 ± 1,8	62,4 ± 1,5	61,0 ± 4,7	18,0 ± 0,9	20,1 ± 0,6	6,8 ± 0,3	252 ± 8	112
BP 2-33 ^g	11,2 ± 1,1	34,1 ± 1,2	35,3 ± 3,8	16,0 ± 1,0	18,2 ± 0,7	8,0 ± 0,4	163 ± 7	
BP 2-34 ^g	8,7 ± 1,6	27,9 ± 0,7	38,7 ± 3,8	15,4 ± 0,8	16,9 ± 0,5	8,9 ± 0,3	176 ± 5	
BP 2-36	20,5 ± 3,1	343 ± 8	212 ± 16	56,1 ± 2,6	72,4 ± 2,3	42,8 ± 1,2	348 ± 11	
BP 2-37	30,8 ± 2,6	158 ± 3	102 ± 8	35,6 ± 1,6	19,3 ± 0,7	26,4 ± 0,8	366 ± 11	
BP 2-38	26,7 ± 3,0	128 ± 3	86,6 ± 7,9	30,6 ± 1,4	31,2 ± 1,1	18,3 ± 0,6	344 ± 10	
BP 3-01	28,4 ± 4,7	320 ± 7	123 ± 11	66,0 ± 2,9	78,6 ± 2,8	19,8 ± 0,7	322 ± 10	171
BP 3-02	22,7 ± 2,7	87,4 ± 2,0	65,4 ± 5,4	23,1 ± 1,1	23,1 ± 0,8	19,9 ± 0,6	312 ± 9	138
BP 3-03 ^g	24,9 ± 1,9	25,3 ± 0,6	30,6 ± 2,9	21,4 ± 1,0	21,4 ± 0,8	3,3 ± 0,1	348 ± 10	120
BP 3-04	28,6 ± 2,5	266 ± 5	132 ± 10	46,6 ± 2,1	54,9 ± 1,7	44,7 ± 1,3	356 ± 10	150
BP 3-05	27,0 ± 3,2	233 ± 5	128 ± 11	43,3 ± 1,9	49,8 ± 1,8	53,3 ± 1,7	364 ± 11	144
BP 3-06 ^g	32,8 ± 2,2	40,4 ± 0,9	46,8 ± 4,1	41,0 ± 1,8	41,1 ± 1,3	4,5 ± 0,2	641 ± 29	105
BP 3-07	31,0 ± 3,5	544 ± 12	245 ± 21	71,4 ± 3,2	87,3 ± 2,9	90,3 ± 2,7	384 ± 12	213
BP 3-08	31,2 ± 2,6	180 ± 3	137 ± 11	33,0 ± 1,5	35,3 ± 1,0	31,2 ± 0,9	361 ± 10	142
BP 3-09 ^g	22,8 ± 1,8	33,2 ± 0,8	26,7 ± 3,0	21,7 ± 1,0	21,8 ± 0,8	5,5 ± 0,2	332 ± 10	130
BP 3-10	27,9 ± 4,0	256 ± 6	137 ± 11	31,4 ± 1,5	47,1 ± 1,6	23,9 ± 0,7	335 ± 10	158
BP 3-11	29,9 ± 2,5	114 ± 3	109 ± 9	32,0 ± 1,5	32,5 ± 1,1	48,1 ± 1,5	300 ± 9	99
BP 3-12	34,2 ± 4,3	371 ± 8	212 ± 20	47,4 ± 2,2	55,3 ± 1,9	21,2 ± 0,7	323 ± 10	169
BP 3-13	31,9 ± 3,0	216 ± 5	180 ± 15	34,6 ± 1,6	34,7 ± 1,2	22,1 ± 0,7	373 ± 11	130
BP 3-14 ^g	15,5 ± 1,1	27,2 ± 0,5	18,7 ± 2,0	14,4 ± 0,7	14,3 ± 0,5	5,7 ± 0,2	237 ± 7	87
BP 3-15	33,5 ± 3,8	332 ± 8	186 ± 17	51,8 ± 2,3	59,7 ± 2,1	68,5 ± 2,1	387 ± 12	199
BP 3-16	22,8 ± 3,0	250 ± 5	90,2 ± 7,0	41,3 ± 1,8	50,8 ± 1,6	9,9 ± 0,3	203 ± 6	141
BP 3-17 ^g	14,2 ± 1,0	13,9 ± 0,3	18,3 ± 1,6	11,5 ± 0,5	11,2 ± 0,3	14,1 ± 0,4	208 ± 6	73
BP 3-21	14,3 ± 1,5	102 ± 2	57,5 ± 5,1	11,9 ± 0,6	13,0 ± 0,4	11,0 ± 0,3	163 ± 5	97
BP 3-22	33,5 ± 2,8	108 ± 2	93,8 ± 7,8	27,8 ± 1,3	27,1 ± 1,0	19,1 ± 0,6	328 ± 10	97
BP 3-23	25,1 ± 2,2	182 ± 4	106 ± 9	20,7 ± 1,0	21,3 ± 0,8	18,1 ± 0,6	259 ± 8	124
BP 3-24 ^g	20,6 ± 2,2	41,2 ± 1,0	37,9 ± 3,5	16,3 ± 0,7	15,9 ± 0,6	15,3 ± 0,5	240 ± 7	79
BP 3-25	24,1 ± 3,0	192 ± 4	100 ± 9	22,4 ± 1,0	25,4 ± 0,9	24,2 ± 0,8	259 ± 8	124
BP 3-26	23,0 ± 1,8	84,4 ± 2,2	59,2 ± 4,4	16,9 ± 0,8	17,7 ± 0,7	18,9 ± 0,7	254 ± 8	90
BP 3-28	29,0 ± 2,5	109 ± 3	72,6 ± 6,0	22,7 ± 1,0	23,3 ± 0,8	19,5 ± 0,6	318 ± 10	109
BP 3-29	23,7 ± 2,8	162 ± 4	101 ± 10	24,1 ± 1,1	26,0 ± 1,0	27,7 ± 0,9	290 ± 9	103
BP 3-30 ^a	33,1 ± 1,9	322 ± 3	178 ± 4	48,2 ± 1,5	55,6 ± 1,3	43,3 ± 1,1	369 ± 3	204
MW 0-15 cm								
BP 4-01	36,9 ± 2,4	237 ± 5	168 ± 15	39,2 ± 1,7	41,3 ± 1,4	49,8 ± 1,4	422 ± 12	
BP 4-06	32,0 ± 2,1	82,5 ± 1,9	64,4 ± 5,2	45,2 ± 2,1	46,4 ± 1,7	22,4 ± 0,8	589 ± 18	126
BP 4-09	21,2 ± 2,0	83,4 ± 2,0	62,0 ± 5,5	17,0 ± 0,8	17,2 ± 0,7	14,8 ± 0,5	366 ± 11	103
BP 4-10	22,0 ± 2,3	162 ± 3	87,2 ± 7,0	22,3 ± 1,0	24,4 ± 0,7	20,3 ± 0,6	304 ± 9	122
BP 4-14 ^a	33,5 ± 1,9	412 ± 3	189 ± 4	73,0 ± 1,8	87,7 ± 1,7	49,5 ± 1,2	388 ± 3	252
MW 0-15 cm								
BP 4-15	42,4 ± 6,9	250 ± 6	169 ± 14	42,8 ± 2,0	46,2 ± 1,6	48,6 ± 1,5	385 ± 12	174
BP 4-16 ^g	14,1 ± 1,3	21,9 ± 0,4	18,7 ± 1,6	15,1 ± 0,7	14,9 ± 0,5	6,5 ± 0,2	261 ± 8	108
BP 5-01	21,2 ± 2,2	224 ± 4	153 ± 12	25,7 ± 1,2	28,4 ± 0,8	28,1 ± 0,8	288 ± 8	157
BP 5-02	23,7 ± 3,0	195 ± 5	108 ± 10	24,1 ± 1,1	26,4 ± 1,0	17,0 ± 0,6	268 ± 8	145
BP 5-03	26,9 ± 2,6	247 ± 5	150 ± 12	37,7 ± 1,7	42,3 ± 1,3	41,1 ± 1,2	357 ± 10	151
BP 5-04	32,0 ± 2,9	258 ± 8	150 ± 17	38,8 ± 1,8	41,7 ± 2,5	42,9 ± 1,9	342 ± 13	162
BP 5-06	31,7 ± 4,1	289 ± 7	165 ± 14	48,2 ± 2,2	54,0 ± 1,9	47,7 ± 1,5	403 ± 12	204
BP 5-07	27,2 ± 2,8	217 ± 5	140 ± 11	37,8 ± 1,7	41,1 ± 1,3	48,2 ± 1,5	370 ± 11	151
BP 5-08	30,1 ± 3,3	292 ± 7	142 ± 12	42,8 ± 2,0	51,2 ± 1,8	43,2 ± 1,4	323 ± 10	177
BP 5-09	37,9 ± 3,2	268 ± 8	155 ± 14	48,7 ± 2,3	54,6 ± 2,5	41,7 ± 1,5	376 ± 12	169
BP 5-10	41,3 ± 4,1	419 ± 9	189 ± 15	74,7 ± 3,3	89,5 ± 2,7	39,1 ± 1,1	391 ± 11	225
BP 5-11 ^g	16,8 ± 1,7	14,8 ± 0,3	20,7 ± 2,1	11,5 ± 0,6	11,2 ± 0,4	14,0 ± 0,4	204 ± 6	65
BP 5-05 ^b	13,5 ± 1,5	77,8 ± 1,6	37,7 ± 3,6	14,1 ± 0,7	16,0 ± 0,5	2,4 ± 0,1	184 ± 5	109
BP Sickmb	38,9 ± 5,7	648 ± 13	186 ± 15	87,2 ± 3,9	110 ± 3	31,2 ± 1,0	261 ± 8	333
BP Vorfluter		787 ± 16	189 ± 15	87,0 ± 3,9	114 ± 4	10,9 ± 0,3	198 ± 6	446

^a Mittelwert über die entsprechenden Schichten im Bodenprofil

^b Sediment Tor 5 Chemiepark Marl

^g Als bergbaulich unbeeinflusst (geogen) eingeschätzte Probe

Tabelle A.10: Spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Bodenprofilen aus dem Bereich Marl an der Lippe

Probe	U-238 Bq/kg	Ra-226 Bq/kg	Pb-210 Bq/kg	Ra-228 Bq/kg	Th-228 (Ra-224) Bq/kg	Cs-137 Bq/kg	K-40 Bq/kg
BP 3-30 0-2cm	38,7 ± 4,7	332 ± 8	168 ± 14	64,1 ± 2,9	75,3 ± 2,6	34,6 ± 1,1	381 ± 11
BP 3-30 2-4cm	34,9 ± 3,2	354 ± 7	175 ± 14	58,6 ± 2,6	69,4 ± 2,2	40,1 ± 1,2	368 ± 11
BP 3-30 4-6cm	28,4 ± 3,0	348 ± 8	176 ± 14	53,4 ± 2,4	63,7 ± 2,1	43,1 ± 1,3	371 ± 11
BP 3-30 6-10cm	28,7 ± 2,6	334 ± 6	182 ± 14	46,8 ± 2,1	54,6 ± 1,7	50,8 ± 1,5	366 ± 11
BP 3-30 10-15cm	35,6 ± 4,2	286 ± 7	180 ± 14	36,5 ± 1,7	39,7 ± 1,4	42,3 ± 1,3	367 ± 11
BP 3-30 15-20cm	30,6 ± 2,1	243 ± 5	162 ± 12	31,7 ± 1,5	33,1 ± 1,0	21,7 ± 0,6	354 ± 10
BP 3-30 20-30cm	33,0 ± 2,9	241 ± 6	178 ± 16	29,4 ± 1,3	29,8 ± 1,1	24,3 ± 0,8	349 ± 10
BP 4-14 0-2cm	37,9 ± 4,5	342 ± 8	169 ± 14	82,6 ± 3,7	96,9 ± 3,4	30,9 ± 1,0	391 ± 12
BP 4-14 2-4cm	33,5 ± 4,7	404 ± 8	167 ± 15	90,3 ± 4,3	107 ± 3	33,1 ± 1,0	396 ± 12
BP 4-14 4-6cm	37,7 ± 4,1	455 ± 10	190 ± 16	91,0 ± 4,1	111 ± 4	35,8 ± 1,1	385 ± 11
BP 4-14 6-10cm	27,7 ± 3,3	457 ± 9	201 ± 16	73,6 ± 3,2	91,3 ± 2,6	45,1 ± 1,3	381 ± 11
BP 4-14 10-15cm	34,7 ± 3,3	391 ± 10	196 ± 18	54,6 ± 2,5	64,2 ± 2,5	72,5 ± 2,4	391 ± 11
BP 4-14 15-20cm	37,5 ± 4,1	311 ± 7	194 ± 17	41,7 ± 1,9	45,4 ± 1,7	40,0 ± 1,3	400 ± 12
BP 4-14 20-30cm	32,4 ± 3,0	283 ± 7	204 ± 18	33,6 ± 1,6	34,2 ± 1,3	16,8 ± 0,6	365 ± 11

Tabelle A.11: Spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Proben aus dem Lenkteich

Probe	U-238 Bq/kg	Th-230 Bq/kg	Ra-226 Bq/kg	Pb-210 Bq/kg	U-235 Bq/kg	Ac-227 Bq/kg	Ra-228 Bq/kg	Th-228 (Ra-224) Bq/kg	K-40 Bq/kg
Abstich 1	1494 ± 230	2897 ± 369	2869 ± 473	2029 ± 205	68,9 ± 10,6	96,0 ± 8,1	51,5 ± 6,6	39,9 ± 2,3	919 ± 48
Abstich 2	4739 ± 542	3992 ± 332	5263 ± 659	3381 ± 343	218 ± 25	201 ± 12	62,5 ± 7,6	49,5 ± 2,4	1152 ± 69
Abstich 3	884 ± 136	1295 ± 177	1250 ± 43	1276 ± 129	62,5 ± 5,2	55,2 ± 7,8	27,5 ± 4,1	34,7 ± 2,3	828 ± 49
Abstich 4A	14630 ± 1292	144248 ± 6394	32065 ± 3166	21915 ± 2235	674 ± 60	4880 ± 207	209 ± 26	215 ± 11	215 ± 11
Abstich 4B	15874 ± 1219	218298 ± 9415	36315 ± 1198	25613 ± 2608	930 ± 101	6822 ± 279	313 ± 34	254 ± 11	1015 ± 105
Abstich 5	4652 ± 414	14194 ± 954	7683 ± 771	6161 ± 625	214 ± 19	668 ± 30	59,3 ± 8,5	51,1 ± 3,0	734 ± 79
Abstich 6	10992 ± 1238	48085 ± 2056	19906 ± 2421	14261 ± 1428	507 ± 57	1715 ± 94	89,9 ± 13,4	79,6 ± 6,9	885 ± 87
Abstich 7A	8489 ± 783	7359 ± 568	7865 ± 825	4412 ± 456	391 ± 36	392 ± 21	59,6 ± 8,4	63,0 ± 3,5	864 ± 54
Abstich 7B	9394 ± 691	4936 ± 491	7097 ± 613	3559 ± 372	433 ± 32	308 ± 20	60,6 ± 9,3	58,7 ± 3,1	768 ± 47
Lehm 1	16628 ± 1291	110377 ± 4992	43410 ± 3826	30364 ± 3097	766 ± 60	4446 ± 187	229 ± 29	197 ± 10	1320 ± 101
Lehm 2	19394 ± 1455	92156 ± 4451	45720 ± 3900	30622 ± 3136	894 ± 67	4112 ± 174	249 ± 30	159 ± 9	1204 ± 126
Tailing 1	16080 ± 1162	160871 ± 6541	33489 ± 1126	27597 ± 2765	1042 ± 99	5125 ± 276	215 ± 27	194 ± 14	992 ± 85
Tailing 2	18170 ± 1793	100096 ± 4157	38762 ± 4177	27298 ± 2733	837 ± 83	3744 ± 156	166 ± 21	135 ± 8	957 ± 60
Tailing 3	18440 ± 1226	162680 ± 6850	34609 ± 2785	22749 ± 2278	850 ± 57	5700 ± 250	247 ± 27	218 ± 11	1014 ± 103
Tailing 4	14808 ± 1341	115266 ± 8315	41344 ± 1363	28951 ± 2905	830 ± 124	4066 ± 254	188 ± 23	183 ± 11	1000 ± 80
Tailing 5	19386 ± 1651	140093 ± 5674	41143 ± 1363	28006 ± 2810	1011 ± 126	4296 ± 249	210 ± 23	195 ± 12	1061 ± 98

Tabelle A.12: Spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Sedimentproben aus Lengsfeld

Probe	U-238 Bq/kg	Th-230 Bq/kg	Ra-226 Bq/kg	Pb-210 Bq/kg	U-235 Bq/kg	Ac-227 Bq/kg	Ra-228 Bq/kg	Th-228 Bq/kg	Cs-137 Bq/kg	K-40 Bq/kg
7112001	133 ± 24	201 ± 16	125 ± 25	120 ± 12	6,1 ± 1,1	6,1 ± 0,7	69,9 ± 5,7	63,5 ± 2,7	21,8 ± 1,0	732 ± 31
7112002	2071 ± 121	2462 ± 110	1223 ± 41	1117 ± 120	106 ± 7	88,2 ± 5,5	73,3 ± 6,4	61,4 ± 2,8	20,1 ± 1,1	884 ± 37
7112004	103 ± 19	107 ± 14	88,0 ± 18,7	89,2 ± 9,1	4,7 ± 0,9	4,0 ± 0,5	74,8 ± 6,1	69,2 ± 2,8	27,2 ± 1,3	840 ± 35
9004094	382 ± 52	133 ± 21	580 ± 87	220 ± 24	17,6 ± 2,4	9,2 ± 1,3	234 ± 18	170 ± 7	43,4 ± 2,3	877 ± 37
9004098	215 ± 27	< 174	143 ± 20	89,3 ± 12,1	9,9 ± 1,3		114 ± 9	117 ± 4	27,3 ± 1,3	954 ± 40
9004103	82,4 ± 16,0	< 143	94,8 ± 3,3	81,8 ± 12,5	4,0 ± 0,6		83,4 ± 6,4	87,1 ± 3,3	29,2 ± 1,2	840 ± 35
403628027	290 ± 41	< 174	504 ± 79	272 ± 29	13,4 ± 1,9		163 ± 13	191 ± 8	51,2 ± 2,4	715 ± 32
403628028	245 ± 23	180 ± 68	196 ± 21	158 ± 20	11,3 ± 1,1	6,4 ± 0,6	108 ± 8	98,4 ± 3,8	17,7 ± 0,8	1176 ± 48
403628030	120 ± 22	157 ± 42	136 ± 5	97,4 ± 15,3	6,4 ± 0,8	3,8 ± 0,5	111 ± 9	103 ± 4	19,8 ± 1,2	1182 ± 50
403628031	720 ± 80	326 ± 112	1318 ± 161	224 ± 26	33,2 ± 3,7	49,9 ± 3,5	644 ± 49	492 ± 19	37,7 ± 2,2	328 ± 15
403628032	869 ± 89	518 ± 123	1244 ± 153	660 ± 68	40,0 ± 4,1	31,0 ± 3,2	334 ± 26	277 ± 11	79,8 ± 4,2	1623 ± 79
403628034	116 ± 19	149 ± 49	88,7 ± 16,8	77,8 ± 10,5	5,3 ± 0,9	2,9 ± 0,5	102 ± 8	95,7 ± 4,0	17,3 ± 0,9	1067 ± 43
403628035	2643 ± 187	1065 ± 390	5094 ± 420	436 ± 46	122 ± 9	24,2 ± 5,5	744 ± 56	342 ± 15	10,2 ± 0,7	183 ± 13
403628037	235 ± 29	< 175	154 ± 5	103 ± 14	9,8 ± 1,0		107 ± 8	95,5 ± 3,7	13,6 ± 0,7	1193 ± 50
403628038	390 ± 51	339 ± 61	371 ± 52	267 ± 27	18,0 ± 2,4	13,2 ± 0,8	150 ± 12	137 ± 5	32,4 ± 1,7	911 ± 40
403628040	379 ± 24	< 270	788 ± 63	398 ± 44	17,4 ± 1,1	19,0 ± 1,7	114 ± 9	120 ± 5	38,1 ± 1,6	680 ± 30
403628041	1597 ± 79	590 ± 82	309 ± 22	199 ± 21	73,6 ± 3,7	23,3 ± 1,5	65,6 ± 5,2	61,3 ± 2,4	28,7 ± 1,6	531 ± 24
403628042	626 ± 62	913 ± 50	824 ± 91	701 ± 70	28,9 ± 2,9	35,8 ± 2,8	49,4 ± 4,4	49,5 ± 2,5	11,8 ± 0,6	1038 ± 44
403628043	877 ± 54	736 ± 75	856 ± 66	707 ± 72	40,4 ± 2,5	34,2 ± 2,0	57,7 ± 4,6	51,5 ± 2,0	13,9 ± 0,6	1077 ± 44
403628044	964 ± 98	920 ± 71	820 ± 95	654 ± 71	44,4 ± 4,5	36,0 ± 2,0	56,9 ± 5,5	50,3 ± 1,9	13,2 ± 0,8	1017 ± 44
403628045	2650 ± 154	4960 ± 281	2548 ± 84	2009 ± 213	129 ± 9	194 ± 10	70,3 ± 6,2	53,5 ± 2,4	17,0 ± 0,9	905 ± 45
403628046	1307 ± 83	1163 ± 110	1104 ± 85	1014 ± 110	60,2 ± 3,8	80,2 ± 4,1	56,9 ± 4,5	54,1 ± 2,2	13,3 ± 0,7	936 ± 39
403628053	711 ± 85	503 ± 35	650 ± 86	492 ± 52	32,8 ± 3,9	23,5 ± 1,4	135 ± 11	147 ± 6	64,1 ± 3,2	645 ± 29
403628062	4182 ± 207	1336 ± 103	224 ± 8	63,9 ± 7,5	190 ± 8	3,5 ± 0,2	4,8 ± 0,6	27,7 ± 1,5	3,9 ± 0,3	27,7 ± 2,6
403629637	64,0 ± 9,0	66,1 ± 27,8	82,5 ± 13,3	61,1 ± 9,6	2,9 ± 0,4	2,5 ± 0,6	73,5 ± 5,7	71,1 ± 3,3	18,1 ± 1,0	880 ± 39
403629638	89,0 ± 16,6	150 ± 29	91,2 ± 18,5	87,6 ± 12,0	4,1 ± 0,8	4,6 ± 0,5	89,1 ± 6,9	78,4 ± 3,2	26,4 ± 1,6	861 ± 36
403629641	174 ± 9	275 ± 30	231 ± 18	176 ± 18	8,0 ± 0,4	10,3 ± 1,0	83,7 ± 6,4	76,5 ± 3,0	30,1 ± 1,3	839 ± 37
SF1	1815 ± 99	3832 ± 185	2161 ± 155	1736 ± 187	83,6 ± 4,6	142 ± 7	84,9 ± 6,8	72,4 ± 3,1	20,9 ± 1,1	899 ± 39
SF2	567 ± 60	1155 ± 60	777 ± 27	744 ± 75	28,5 ± 2,9	48,0 ± 3,7	69,4 ± 5,5	67,6 ± 3,3	32,5 ± 1,6	820 ± 35

Tabelle A.13: Spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Bodenproben aus Lengenfeld

Probe	U-238 Bq/kg	Th-230 Bq/kg	Ra-226 Bq/kg	Pb-210 Bq/kg	U-235 Bq/kg	Ac-227 Bq/kg	Ra-228 Bq/kg	Th-228 Bq/kg	Cs-137 Bq/kg	K-40 Bq/kg
Lengenfeld	99,0 ± 15,5	139 ± 19	89,6 ± 3,3	78,0 ± 8,6	4,7 ± 0,5	3,6 ± 0,3	90,5 ± 6,9	89,7 ± 3,5	60,0 ± 2,6	915 ± 37
Übungsplatz fein	1365 ± 102	4118 ± 179	4564 ± 399	2830 ± 310	62,9 ± 4,7	167 ± 10	32,4 ± 3,3	29,5 ± 1,5	40,4 ± 2,1	790 ± 34
Übungsplatz grob	1363 ± 121	3770 ± 193	4235 ± 415	2701 ± 271	62,8 ± 5,6	153 ± 11	31,6 ± 2,9	28,7 ± 1,7	36,6 ± 1,7	791 ± 35
Kleingarten	1347 ± 113	1801 ± 99	1325 ± 125	901 ± 92	62,1 ± 5,2	82,7 ± 4,0	67,0 ± 5,3	63,7 ± 2,4	68,7 ± 2,8	806 ± 39
Sportplatz	1088 ± 108	2611 ± 123	1334 ± 45	1154 ± 116	53,9 ± 4,4	99,1 ± 5,8	76,9 ± 6,5	69,3 ± 3,2	17,9 ± 1,0	916 ± 37

Tabelle A.14: Spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide in geogenen Proben aus Sachsen

Probe	U-238 Bq/kg	Th-230 Bq/kg	Ra-226 Bq/kg	Pb-210 Bq/kg	U-235 Bq/kg	Ac-227 Bq/kg	Ra-228 Bq/kg	Th-228 Bq/kg	Cs-137 Bq/kg	K-40 Bq/kg
Annaberg 124	46,6 ± 11,9	68,2 ± 7,2	46,2 ± 14,7	43,3 ± 5,6	2,1 ± 0,5	2,1 ± 0,3	38,5 ± 3,0	37,9 ± 1,5	15,9 ± 0,8	656 ± 28
Aue 212	67,2 ± 5,5	135 ± 20	88,0 ± 9,6	74,4 ± 8,4	3,1 ± 0,3	2,8 ± 0,3	55,1 ± 4,4	55,3 ± 2,2	23,5 ± 1,2	762 ± 32
Bärenstein 009	47,1 ± 9,3	44,2 ± 8,6	33,7 ± 1,1	45,6 ± 5,9	1,9 ± 0,3	1,6 ± 0,3	43,2 ± 3,4	42,0 ± 1,8	15,4 ± 0,7	614 ± 25
Freital 377	91,1 ± 9,9	127 ± 11	70,2 ± 2,3	56,7 ± 6,6	4,1 ± 0,5	3,4 ± 0,4	45,4 ± 3,5	46,1 ± 1,9	5,5 ± 0,3	555 ± 23
Marienberg 482	72,9 ± 10,5	87,3 ± 9,1	64,2 ± 11,4	73,5 ± 7,7	3,4 ± 0,5	2,5 ± 0,3	39,9 ± 3,2	38,7 ± 1,5	36,3 ± 1,6	655 ± 27
Lengenfeld	99,0 ± 15,5	139 ± 19	91,3 ± 16,6	78,0 ± 8,6	4,6 ± 0,7	3,6 ± 0,3	90,5 ± 6,9	89,7 ± 3,5	60,0 ± 2,6	915 ± 37
Pobershau 490	38,5 ± 5,0	71,9 ± 14,3	44,6 ± 8,2	53,2 ± 6,0	1,8 ± 0,2	1,7 ± 0,3	35,2 ± 2,8	34,9 ± 1,4	16,2 ± 0,9	655 ± 28
Schneckenstein 033	89,4 ± 18,1	132 ± 19	103 ± 24	75,7 ± 8,0	4,1 ± 0,8	3,8 ± 0,4	42,6 ± 3,4	41,8 ± 1,6	21,7 ± 1,0	642 ± 27
Schneckenstein 170	48,8 ± 14,3	82,9 ± 9,9	43,5 ± 16,5	109 ± 12	2,2 ± 0,7	2,1 ± 0,3	58,6 ± 4,6	58,5 ± 2,5	78,3 ± 3,2	690 ± 29
Zobes	79,0 ± 13,8	128 ± 14	76,6 ± 16,9	70,6 ± 7,3	3,6 ± 0,6	3,1 ± 0,3	57,4 ± 4,5	57,4 ± 2,3	53,8 ± 2,3	1036 ± 42
Zwickau	50,8 ± 8,5	69,4 ± 8,7	50,4 ± 10,5	90,5 ± 9,3	2,3 ± 0,4	2,2 ± 0,2	44,6 ± 3,4	44,5 ± 1,7	77,0 ± 3,2	490 ± 20

Tabelle A.15: Spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Proben von Tailingmaterial aus Mailuusuu

Probe	U-238 Bq/kg	Th-230 Bq/kg	Ra-226 Bq/kg	Pb-210 Bq/kg	U-235 Bq/kg	Ac-227 Bq/kg	K-40 Bq/kg	Ba ^a mg/kg
TBB304, 5M	3746 ± 718	95535 ± 4461	82758 ± 16237	77306 ± 7856	173 ± 33	3278 ± 141	703 ± 75	673
TBB304, 8M	6226 ± 1449	191695 ± 9948	199757 ± 47205	195511 ± 19836	287 ± 67	8137 ± 357	692 ± 126	460
TBB304, 14M	3675 ± 575	87885 ± 4505	80942 ± 13121	77662 ± 7893	169 ± 27	3251 ± 144	219 ± 43	248
TBB 304, 17M	5993 ± 965	119197 ± 6581	118373 ± 19683	118846 ± 12038	276 ± 44	4804 ± 209	375 ± 91	358
T305 L2	8580 ± 975	87254 ± 4584	103250 ± 12584	100120 ± 10212	395 ± 45	4102 ± 210	701 ± 105	521
T305 L3	3044 ± 201	8127 ± 620	9301 ± 725	8655 ± 883	140 ± 9	359 ± 18	114 ± 16	155
T305 L4	9947 ± 874	61991 ± 3140	74514 ± 7239	72138 ± 7331	458 ± 40	2942 ± 129	533 ± 67	467
T305 L5	2240 ± 339	18719 ± 1046	17623 ± 2773	16659 ± 1706	103 ± 16	710 ± 36	173 ± 41	184
T306 L2+L3	2799 ± 312	8624 ± 726	9376 ± 1124	8230 ± 841	129 ± 14	399 ± 21	150 ± 26	124
TBB307, 12M	3601 ± 367	7748 ± 958	10007 ± 1104	9027 ± 925	166 ± 17	436 ± 22	168 ± 29	99
T701 L3+L4	2359 ± 332	11795 ± 737	13510 ± 1985	12949 ± 1310	109 ± 15	548 ± 27	130 ± 23	108
T701 L5+L6	1352 ± 84	11609 ± 936	10819 ± 813	10062 ± 1023	62,3 ± 3,9	448 ± 24	134 ± 30	113
T701 L7+L8	1729 ± 107	7546 ± 655	8271 ± 614	7172 ± 735	79,7 ± 4,9	363 ± 19	133 ± 19	103
T701 L9+L10	1656 ± 369	9635 ± 640	9940 ± 2257	9727 ± 987	76,3 ± 17,0	427 ± 21	65,8 ± 16,1	87
T701 L15	63,8 ± 22,8	128 ± 30	129 ± 53	165 ± 17	2,9 ± 1,1	6,9 ± 0,9	760 ± 32	653
SS8 T6	32,3 ± 13,8	83,4 ± 18,9	98,8 ± 51,4	1462 ± 148	1,5 ± 0,6	2,8 ± 0,7	313 ± 13	356

^a Messung durch die BGR

Tabelle A.16: Ergebnisse der gammaspektrometrischen Untersuchungen von Wasserproben aus Mailuusuu

Probe	U-238 Bq/L	Ra-226 Bq/L	Pb-210 Bq/L	Ra-228 Bq/L	Th-228 Bq/L	Cs-137 Bq/L	K-40 Bq/L
4-2	< 4,6	< 0,31	< 5,2	< 0,51	< 0,13	0,13 ± 0,04	< 2,7
6-2	3,1 ± 1,4	< 0,34	< 4,2	< 0,41	< 0,23	0,07 ± 0,04	< 2,6
7-2	< 6,4	2,39 ± 0,11	< 4,6	< 0,47	< 0,22	0,16 ± 0,04	< 2,6
8-2	< 7,4	< 0,30	< 4,7	< 0,40	< 0,22	0,13 ± 0,05	< 2,4
9-2	< 5,0	< 0,32	< 4,9	< 0,59	< 0,21	0,10 ± 0,03	< 2,4
10-2	< 4,6	< 0,39	< 5,1	< 0,57	< 0,24	0,06 ± 0,03	< 2,4
11-1	109 ± 6	0,19 ± 0,05	3,1 ± 1,3	< 0,40	< 0,24	< 0,11	< 1,0
13-1	2,4 ± 1,2	< 0,40	< 5,0	< 0,45	< 0,24	< 0,12	< 2,7
14-1	356 ± 14	0,20 ± 0,04	3,7 ± 1,7	< 0,41	< 0,25	0,11 ± 0,05	2,3 ± 0,4
15-1	3,8 ± 1,6	< 0,36	< 3,8	< 0,42	< 0,23	0,12 ± 0,04	< 2,7
16-1	< 5,3	< 0,36	< 3,3	< 0,42	< 0,34	< 0,14	< 2,8
17-1	< 4,9	< 0,33	< 5,0	< 0,46	< 0,22	0,10 ± 0,05	< 2,4
3-2	< 1,8	< 0,20	< 2,5	0,21 ± 0,07	< 0,19	0,07 ± 0,02	1,5 ± 0,3
11-3	138 ± 6	0,21 ± 0,03	2,8 ± 1,2	0,32 ± 0,08	< 0,17	< 0,10	1,6 ± 0,2
14-2	426 ± 13	0,22 ± 0,04	4,4 ± 1,2	0,30 ± 0,07	< 0,20	0,07 ± 0,02	1,3 ± 0,4
15-3	3,2 ± 0,8	< 0,23	< 5,1	0,18 ± 0,08	< 0,18	0,07 ± 0,02	1,4 ± 0,6
18-1	< 2,3	< 0,27	< 5,1	< 0,37	< 0,17	0,20 ± 0,02	< 1,9
19-1	< 1,9	< 0,19	< 2,4	0,19 ± 0,08	< 0,14	0,08 ± 0,02	1,0 ± 0,2
20-1	< 2,6	0,34 ± 0,03	< 2,2	0,24 ± 0,07	< 0,16	0,07 ± 0,02	1,5 ± 0,3
21-1	< 2,3	< 0,17	1,5 ± 0,7	0,22 ± 0,07	< 0,18		1,2 ± 0,3
24-1	< 2,5	< 0,23	< 5,2	< 0,40	< 0,14	< 0,07	< 2,0
35-1	1,6 ± 0,6	< 0,23	< 2,3	0,24 ± 0,06	< 0,17	0,07 ± 0,03	1,3 ± 0,3
36-1	< 2,0	< 0,24	< 2,9	< 0,39	< 0,19		1,1 ± 0,2
37-1	< 1,9	0,21 ± 0,04	< 2,3	0,13 ± 0,07	< 0,16	< 0,08	0,8 ± 0,3
38-1	< 2,6	< 0,26	< 2,6	< 0,42	< 0,25	0,05 ± 0,02	< 2,1
39-1	< 2,0	0,20 ± 0,04	< 2,5	0,18 ± 0,07	< 0,15	< 0,08	0,8 ± 0,3
M1-1	9,9 ± 0,7	0,14 ± 0,04	< 2,5	0,33 ± 0,08	< 0,18	< 0,08	1,1 ± 0,3
M2-1	3,0 ± 0,5	5,77 ± 0,13	7,3 ± 0,8	0,31 ± 0,06	< 0,21	< 0,08	0,9 ± 0,3
M4-1	< 2,2	< 0,25	< 2,9	0,35 ± 0,08	< 0,29		1,6 ± 0,4
M5-1	< 2,6	< 0,25	< 2,6	< 0,44	< 0,15	0,05 ± 0,02	< 2,1
M6-1	< 2,3	< 0,20	< 2,1	0,27 ± 0,06	< 0,19	< 0,07	1,6 ± 0,4
M7-1	< 2,2	< 0,30	< 3,2	0,23 ± 0,09	< 0,21		2,1 ± 0,3
M8-1	< 2,5	< 0,24	< 2,1	0,20 ± 0,08	< 0,20	< 0,09	1,2 ± 0,3
M9-1	< 2,5	< 0,28	< 2,6	< 0,51	< 0,21	0,06 ± 0,02	< 2,1
M10-1	< 2,6	< 0,23	< 2,9	0,22 ± 0,09	< 0,17	< 0,08	1,5 ± 0,3
M11-1	< 2,6	< 0,25	< 2,6	< 0,50	< 0,18	0,07 ± 0,04	< 2,4
12(24.11.06)	< 2,6	0,70 ± 0,05	3,5 ± 0,9	< 0,40	< 0,23	0,08 ± 0,03	1,4 ± 0,6
17 Trinkw	< 3,0	< 0,21	< 2,1	< 0,40	< 0,22		1,3 ± 0,3
17-3 einged.	< 0,27	< 0,022	< 0,22	< 0,042	< 0,013	0,01 ± 0,00	< 0,19

Tabelle A.17: Ergebnisse der Analysen auf Pb-210, Po-210 und Ra-226 der Wasserproben aus Mailuusu [53]

Probe	Probenahme	Pb-210 mBq/L	Po-210 mBq/L	Ra-226 mBq/L
1-1	01/2006	743 ± 215	18,5 ± 3,7	
2-1	01/2006	857 ± 228	18,2 ± 3,2	
3-1	01/2006	343 ± 177	22,6 ± 3,4	
4-1	01/2006	825 ± 213	35,7 ± 5,2	
5-1	01/2006	325 ± 24	26,3 ± 5,2	
6-1	01/2006	170 ± 13	16,0 ± 3,6	
7-1	01/2006	1274 ± 223	53,2 ± 6,3	
8-1	01/2006	211 ± 15	16,7 ± 3,2	
9-1	01/2006	710 ± 40	29,9 ± 5,2	
10-1	01/2006	1012 ± 248	20,8 ± 3,4	
4-2	07/2006	98,5 ± 25,5	7,7 ± 0,8	
6-2	07/2006	99,4 ± 28,3	5,8 ± 1,2	
7-2	07/2006	570 ± 54	127 ± 6	
8-2	07/2006	103 ± 31	4,9 ± 0,8	
9-2	07/2006	174 ± 33	17,9 ± 2,4	
10-2	07/2006	130 ± 29	16,0 ± 0,2	
11-1	07/2006	534 ± 49	323 ± 10	
13-1	07/2006	92,8 ± 32	12,9 ± 1,8	
14-1	07/2006	87,5 ± 31,1	70,8 ± 5,4	
15-1	07/2006	76,5 ± 4,2	10,5 ± 1,8	
16-1	07/2006	156 ± 44	23,1 ± 2,4	
17-1	07/2006	201 ± 42	9,0 ± 1,1	
3-2	10/2006	33,2 ± 17,9	9,9 ± 2,0	97,5 ± 8,9
11-3	10/2006	298 ± 40	364 ± 25	180 ± 14
14-2	10/2006	76,8 ± 20,0	54,6 ± 12,5	22,3 ± 4,7
15-3	10/2006	39,7 ± 16,4	8,0 ± 2,7	< 13,1
18-1	10/2006	33,0 ± 2,1	3,8 ± 1,3	8,3 ± 4,0
19-1	10/2006	46,8 ± 3,1	7,9 ± 2,9	7,1 ± 3,9
20-1	10/2006	136 ± 20	63,2 ± 8,9	299 ± 22
21-1	10/2006	31,5 ± 18,1	13,1 ± 2,7	9,8 ± 4,1
24-1	10/2006	53,4 ± 3,6	10,6 ± 2,5	< 12,8
35-1	03/2007	14,2 ± 1,8	146 ± 10	< 13,2
36-1	03/2007	17,7 ± 1,9	35,5 ± 3,6	< 13,0
37-1	03/2007	12,6 ± 1,6	27,7 ± 3,1	< 12,5
38-1	03/2007	13,6 ± 1,6	11,4 ± 1,3	
39-1	03/2007	6,3 ± 1,5	29,2 ± 3,3	< 12,9
M1-1	03/2007	25,1 ± 2,3	10,9 ± 1,8	
M2-1	03/2007	5997 ± 197	2886 ± 165	6610 ± 424
M4-1	03/2007	3,3 ± 1,5	23,1 ± 3	40,1 ± 5,4
M5-1	03/2007	17,3 ± 2,2	20 ± 2,6	< 12,8
M6-1	03/2007	17,8 ± 2,6	16,7 ± 2,2	
M7-1	03/2007	7,8 ± 1,5	136 ± 8	
M8-1	03/2007	30,6 ± 3,3	313 ± 15	13,3 ± 4,2
M9-1	03/2007	16,4 ± 2,2	35,2 ± 4,4	< 12,4
M10-1	03/2007	39,1 ± 3,4	19,1 ± 3	19,3 ± 4,4
M11-1	03/2007	18,9 ± 2,1	11,4 ± 1,6	
12(24.11.06)		5774 ± 193	2614 ± 134	799 ± 53
17-3 einged.		< 61,0	13,7 ± 1,5	14,2 ± 4,1

Tabelle A.18: Aktivitätskonzentrationen von U-238 und Th-232 in den Wasserproben aus Kirgisistan, gemessen von der BGR mit ICP-MS

Probe- nahme- stelle	a(U-238) Bq/L				a(Th-232) Bq/L			
	01/06	07/06	10/06	03/07	01/06	07/06	10/06	03/07
1	4,27E-03	5,82E-03	4,14E-03	4,68E-03	1,62E-06	1,71E-05	8,12E-07	4,06E-07
2	3,82E-03				1,22E-06			
3	6,05E-04		6,94E-04	6,74E-04	6,50E-06		5,68E-06	8,12E-07
4	2,63E-02	5,03E-02	2,56E-02	2,60E-02	1,22E-06	-8,12E-06	1,62E-06	1,62E-06
5	2,09E+01	1,35E+01	2,18E+01	1,14E+01	2,44E-05	1,01E-04	4,95E-05	2,80E-05
6	2,14E+00	2,74E+00	2,11E+00	1,67E+00	2,64E-05	1,29E-04	2,19E-05	< 8,12E-05
7	1,41E+00	2,22E+00	1,69E+00	1,24E+00	6,37E-05	3,05E-05	5,68E-06	2,44E-06
8	3,56E-01	3,59E-01	3,67E-01	3,64E-01	1,22E-06	1,83E-05	3,25E-06	2,84E-06
9	6,03E-03	9,26E-03	5,98E-03	7,12E-03	4,06E-06	1,55E-04	3,98E-05	1,50E-05
10	7,87E-02	6,34E-02	9,12E-02	8,49E-02	8,12E-07	4,22E-05	2,56E-05	8,12E-07
11		1,07E+02	1,05E+02	1,39E+02		4,56E-04	3,52E-04	0,00E+00
12		3,55E+01		0,00E+00		1,32E-03		0,00E+00
13		1,61E+00	1,86E+00	1,45E+00		3,65E-05	3,26E-04	1,34E-05
14		3,55E+02	4,46E+02	3,40E+02		4,78E-04	4,32E-04	< 4,06E-06
15		4,07E+00	3,92E+00	0,00E+00		6,01E-05	4,59E-05	0,00E+00
16		1,39E+00	1,02E+00	9,05E-01		3,25E-04	1,38E-05	1,30E-05
17		8,83E-02	9,34E-02	6,97E-02		4,47E-05	1,21E-04	< 8,12E-07
18			5,39E-01	4,90E-01			1,02E-04	9,78E-05
19			5,99E-02	4,00E-02			6,09E-06	8,73E-05
20			1,78E+00	1,27E+00			6,86E-05	1,10E-05
21			4,76E-01	8,41E-02			1,58E-05	6,09E-06
22			3,49E-03				6,09E-06	
23			8,78E-02	6,19E-02			3,65E-06	2,01E-04
24			1,87E-01	2,02E-01			5,85E-05	2,03E-06
25			8,65E-02	8,66E-02			4,14E-05	8,12E-07
26			3,55E-01	6,98E-02			7,02E-05	1,06E-05
27			7,69E-02	7,32E-02			6,09E-06	3,94E-05
28			1,54E+00				9,05E-05	
29			1,66E-03	1,01E-03			2,11E-05	1,22E-06
30			2,35E-02	1,72E-02			7,31E-06	3,17E-05
31			4,07E-03				2,44E-06	
32			1,45E-01	4,86E-02			4,06E-06	2,03E-06
33				6,89E-02				1,35E-04
34				2,99E-02				1,10E-05
35				4,26E-01				1,10E-04
36				2,63E-01				1,62E-06
37				2,40E-01				4,87E-06
38				1,40E-01				3,25E-06
39				2,44E-01				1,78E-04
M1				1,16E+01				6,15E-04
M2								
M4				1,32E-01				2,84E-06
M5				3,24E-01				1,22E-05
M6				1,90E-01				< 2,03E-06
M7				3,51E-01				2,03E-06
M8				2,44E-01				1,54E-05
M9				1,53E-01				5,36E-05
M10				1,11E+00				< 2,03E-06
M11				1,69E+00				< 8,12E-07

Tabelle A.19: Spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Sedimentproben aus Kirgisistan

Probe	U-238 Bq/kg	Ra-226 Bq/kg	Pb-210 Bq/kg	Ac-227 Bq/kg	Ra-228 Bq/kg	Th-228 Bq/kg	Cs-137 Bq/kg	K-40 Bq/kg
Sed. 5	973 ± 84	827 ± 81	751 ± 76	38,8 ± 2,5	25,5 ± 2,1	21,7 ± 1,1	9,8 ± 0,6	405 ± 17
MS u. St. 6	27,0 ± 3,7	31,0 ± 1,0	26,8 ± 3,2		37,8 ± 2,4	37,2 ± 1,6	1,3 ± 0,2	633 ± 28
Sediment 34	38,6 ± 3,2	25,7 ± 0,8	29,9 ± 4,3		21,1 ± 1,5	21,1 ± 0,9	0,7 ± 0,1	613 ± 26
M7-1	55,5 ± 4,5	40,3 ± 1,4	42,7 ± 4,8		33,9 ± 2,2	36,2 ± 1,8	0,3 ± 0,1	518 ± 22
Oberfl. 14	106 ± 6	32,8 ± 1,0	34,2 ± 5,0		34,1 ± 2,3	34,5 ± 1,3		624 ± 25
Oberfl. 15	62,1 ± 19,6	21,0 ± 12,8	31,2 ± 4,2		25,6 ± 1,7	28,7 ± 1,3		601 ± 25

B Berechnung der Erkennungs- und Nachweisgrenze für die Gamma-spektrometrie

Mit Gleichung (4.11) als Modell der Auswertung, also

$$a = \frac{k}{\varepsilon_y m P_y} \left(\frac{N_{P,N}}{t_P} - \frac{N_{0,N}}{t_0} \right) = \tau \cdot \left(\frac{N_{P,N}}{t_P} - \frac{N_{0,N}}{t_0} \right), \quad (\text{B.1})$$

wobei $\tau = k/(m \cdot P_y \cdot \varepsilon)$, ergibt sich die Varianz der spezifischen Aktivität $u^2(A_s)$ unter der Annahme, dass die Unsicherheit von t_P und t_0 vernachlässigt werden kann, nach Gleichung (4.20) zu

$$u^2(A_s) = \left(\frac{N_{P,N}}{t_P} - \frac{N_{0,N}}{t_0} \right) \cdot u^2(\tau) + \tau^2 \left(\frac{u^2(N_{P,N})}{t_P^2} + \frac{u^2(N_{0,N})}{t_0^2} \right), \quad (\text{B.2})$$

wobei $u^2(\tau)$ die nach Gleichung 4.20 berechnete Varianz des Faktors $\tau = k/(m \cdot P_y \cdot \varepsilon)$ ist. Für den wahren Wert η der Messgröße kann gefordert werden, dass

$$\eta = \tau \left(\frac{N_{P,N}}{t_P} - \frac{N_{0,N}}{t_0} \right) \quad (\text{B.3})$$

gilt. Somit folgt

$$N_{P,N} = t_P \cdot \left(\frac{\eta}{\tau} + \frac{N_{0,N}}{t_0} \right). \quad (\text{B.4})$$

Die Annahme einer Poisson-Verteilung der Zählimpulse liefert

$$\begin{aligned} u^2(N_{P,N}) &= u^2(N_{P,B} - N_{P,Cu}) \\ &= N_{P,B} + N_{P,Cu} \\ &= N_{P,N} + N_{P,Cu} + N_{P,Cu} \\ &= N_{P,N} + 2N_{P,Cu}. \end{aligned} \quad (\text{B.5})$$

Damit ergibt sich

$$\begin{aligned}
 \tilde{u}^2(\eta) &= \frac{\eta^2}{\tau^2} \cdot u^2(\tau) + \tau^2 \cdot \left(\frac{u^2(N_{P,N})}{t_P^2} + \frac{u^2(N_{0,N})}{t_0^2} \right) \\
 &= \eta^2 \cdot \frac{u^2(\tau)}{\tau^2} + \tau^2 \cdot \left(\frac{N_{P,N} + 2N_{P,Cu}}{t_P^2} + \frac{N_{0,N} + 2N_{0,Cu}}{t_0^2} \right) \\
 &= \eta^2 \cdot u_{\text{rel}}^2(\tau) + \tau^2 \cdot \left(\frac{t_P \cdot \left(\frac{\eta}{\tau} + \frac{N_{0,N}}{t_0} \right) + 2N_{P,Cu}}{t_P^2} + \frac{N_{0,N} + 2N_{0,Cu}}{t_0^2} \right) \\
 &= \eta^2 \cdot u_{\text{rel}}^2(\tau) + \tau^2 \cdot \left(\frac{1}{t_P} \cdot \left(\frac{\eta}{\tau} + \frac{N_{0,N}}{t_0} \right) + \frac{2N_{P,Cu}}{t_P^2} + \frac{N_{0,N} + 2N_{0,Cu}}{t_0^2} \right).
 \end{aligned} \tag{B.6}$$

Für $\eta = 0$ ist dann

$$\tilde{u}^2(0) = 0 + \tau^2 \cdot \left(\frac{N_{0,N}}{t_P \cdot t_0} + \frac{2N_{P,Cu}}{t_P^2} + \frac{N_{0,N} + 2N_{0,Cu}}{t_0^2} \right). \tag{B.7}$$

Damit ergibt sich nach Gleichung (4.30) für die Erkennungsgrenze

$$y^* = k_{1-\alpha} \cdot \tau \cdot \sqrt{\frac{N_{0,N}}{t_P \cdot t_0} + \frac{2N_{P,Cu}}{t_P^2} + \frac{N_{0,N} + 2N_{0,Cu}}{t_0^2}} \tag{B.8}$$

und nach Gleichung (4.32) für die Nachweisgrenze

$$y^\# = y^* + k_{1-\beta} \cdot \sqrt{y^{*2} \cdot u_{\text{rel}}^2(\tau) + \tau^2 \cdot \left(\frac{1}{t_P} \cdot \left(\frac{\eta}{\tau} + \frac{N_{0,N}}{t_0} \right) + \frac{2N_{P,Cu}}{t_P^2} + \frac{N_{0,N} + 2N_{0,Cu}}{t_0^2} \right)}. \tag{B.9}$$

Diese Berechnung ist bei direkter Auswertung der Zählimpulse, wie sie zum Beispiel mit dem Programm SPEKANA erfolgt, notwendig, um die Unsicherheit aus der Poissonverteilung zu berücksichtigen. Die verwendete Software GAMMAW liefert die aus Anpassung einer Gaußfunktion berechnete Peakfläche mit der zugehörigen Unsicherheit, die bereits die Poissonunsicherheit der Zählimpulse, die Unsicherheit aus der Peakanpassung sowie die Unsicherheit aus der Untergrundsubtraktion enthält. Die von GAMMAW gelieferten Unsicherheiten der Nettopeakfläche der Peaks aus dem Proben- und dem Nulleffektspektrum stellen somit bereits die Unsicherheiten dar, die benötigt werden: Aus Gleichung (B.6) folgt für $\eta = 0$

$$u^2(0) = \tau^2 \cdot \left(\frac{u^2(N_{P,N})}{t_P^2} + \frac{u^2(N_{0,N})}{t_0^2} \right). \tag{B.10}$$

Damit ergibt sich mit (4.30) für die Erkennungsgrenze

$$y^* = k_{1-\alpha} \cdot \tau \cdot \sqrt{\frac{u^2(N_{P,N})}{t_P^2} + \frac{u^2(N_{0,N})}{t_0^2}} \tag{B.11}$$

und mit Gleichung (4.32) für die Nachweisgrenze

$$y^\# = y^* + k_{1-\beta} \cdot \sqrt{y^{*2} \cdot u_{\text{rel}}^2(\tau) + \tau^2 \cdot \left(\frac{u^2(N_{P,N})}{t_P^2} + \frac{u^2(N_{0,N})}{t_0^2} \right)}, \tag{B.12}$$

wobei $u^2(N_{P,N})$ und $u^2(N_{0,N})$ von GAMMAW geliefert werden.

C Herstellung von Kalibrierquellen

C.1 Herstellung von Volumenquellen

Bei der Herstellung von Kalibrierquellen mit fester Trägermatrix kamen zwei verschiedene Verfahren zum Einsatz:

- Herstellung einer Suspension und anschließende Markierung
- Markierung einer kleinen Menge Feststoff und trockene Vermischung mit der Matrix

Da bei den verwendeten Standardlösungen (QCY48 oder Pb-210-Lösung) nur die massenbezogenen spezifischen Aktivitäten zertifiziert sind, wurden die benötigten Mengen generell eingewogen.

Für die im Rahmen des Flutfolgenprojektes [121] hergestellten Kalibrierquellen kam das Suspensionsverfahren zum Einsatz. Hierzu wurde die benötigte Menge Trägermaterial eingewogen, und durch Zugabe von Salzsäure ($c=1$ mol/L) bzw. Salpetersäure für Quellen mit Pb-210-Lösung ($c=1$ mol/L) eine Suspension hergestellt. In diese Suspension wurde die benötigte Menge an Standardlösung unter Rühren eingetropft. Nach Trocknung im Trockenschrank oder unter einer Wärmelampe wurde das Material zerkleinert und homogenisiert. Mit dem markierten Material wurde dann eine Probe in der jeweiligen Messgeometrie hergestellt, wobei analog zur Herstellung der anderen Feststoffproben (siehe Kapitel 4.2) vorgegangen wurde.

Da sich herausgestellt hat, dass es bei Herstellung der Suspension – insbesondere bei Umweltpollen mit hohen Carbonatgehalten – häufig zur Reaktion unter Gasbildung kommt, wurde eine andere Methode zur Markierung entwickelt.

Hierzu wurde eine Suspension von ca. 0,5 g Aluminiumoxid zur Chromatographie und der jeweiligen Säure hergestellt und radioaktiv markiert. Nach Trocknen wurde das Pulver mit dem ebenfalls trockenen Trägermaterial vermischt. Es stellte sich heraus, dass diese Methode bei deutlich vereinfachter Handhabung und unter Einsatz geringerer Säuremengen analoge Ergebnisse erzielt.

Für die Herstellung von Kalibrierpräparaten mit geringer Dichte (ca. 0,6–0,7 g/cm²) ist im Rahmen des Flutfolgenprojektes der Ionenaustauscher Amberlite 200 C verwendet worden. Hierzu wurde mit der benötigten Menge eine Suspension in Salzsäure ($c=4$ mol/L) hergestellt und nach einer Ruhezeit von ca. 30 Minuten mehrfach mit destilliertem Wasser gewaschen. Zu einer Suspension des so konditionierten Materials in destilliertem Wasser wurde dann die benötigte Menge der Standardlösung gegeben. Nach Trocknung bei 80 °C im Trockenschrank konnte mit dem Material die Probe in der jeweiligen Geometrie hergestellt werden.

Bei der Präparation von Kalibrierquellen mit flüssiger Matrix wurde die jeweilige Menge Standardlösung direkt unter Rühren zur Trägerflüssigkeit gegeben. Da sich mit Flüssigkeit gefüllte Petrischalen nicht verkleben lassen, wurde für diese Präparate zusätzlich ein Gelbildner hinzugegeben. Nach Kühlung konnte die mit dem erstarrten Material gefüllte Petrischale verschlossen werden.

C.2 Herstellung von flächenhaften Kalibrierquellen

Wie in Kapitel 4.2 erwähnt, wurde für die Kalibrierung der Nachweiswahrscheinlichkeit bei Petrischalen außerdem eine Methode mit flächenhaften Quellen angewandt. Zur Herstellung dieser Quellen wurde die abgewogene Menge an Standardlösung auf ein Filterpapier (Blauband der Firma Schleicher& Schüll) von zur Petrischale passendem Durchmesser getropft. Nach Lufttrocknung wurde das markierte Filterpapier zwischen zwei inaktiven Papieren mit selbstklebender Plastikfolie umschlossen, so dass eine flächenhafte Quelle erhalten wurde.

Literaturverzeichnis

- [1] RAG DEUTSCHE STEINKOHLE AG (Hrsg.): *Information auf der RAG-Website*. – URL www.rag.de
- [2] AMBROSI, P. (Hrsg.): *Einheitliche Dosis-Messgrößen durch die Umsetzung der Richtlinie 96/29/EURATOM*. PTB-DOS-45. 2003
- [3] BMU (Hrsg.): *Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen – Loseblattsammlung*. 2006
- [4] ATG: *Gesetz über die friedliche Verwendung der Kernenergie und den Schutz gegen ihre Gefahren (Atomgesetz)*. BGBl. I S. 1565 vom 15. Juli 1985. – Zuletzt geändert durch Gesetz zur Neuordnung der Sicherheit von technischen Arbeitsmitteln und Verbraucherprodukten vom 6. Januar 2004 (BGBl. I S. 2, 15)
- [5] AVV: *Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu §45 Strahlenschutzverordnung: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen vom 21. Februar 1990*. Bundesanzeiger Nr. 64a vom 31. März 1990
- [6] AVV: *Entwurf der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu §47 StrlSchV*. – Stand 17.04.2003
- [7] BARTHEL, R.: Berücksichtigung von statistischen Unsicherheiten für die Ermittlung repräsentativer Werte der spezifischen Aktivität von Rückständen. In: ETTENHUBER, E. (Hrsg.) ; GIESSING, R. (Hrsg.) ; BEIER, E. (Hrsg.) ; BAYER, A. (Hrsg.): *Strahlenschutzaspekte bei natürlicher Radioaktivität*. Köln : TÜV Media GmbH, 2006, S. 215–222
- [8] BEUGE, P. ; GREIF, A. ; HOPPE, T. ; KLEMM, W. ; KLUGE, A. ; MARTIN, M. ; MOSLER, U. ; STARKE, R. ; ALFARO, J. ; ANDERS, B. ; BEHRENS, K. ; GRUNWALD, N. ; HAURAND, M. ; KNÖCHEL, A. ; MEYER, A. ; POTGETER, H. ; STAUB, S. ; STOCKER, M.: *Die Schwermetallsituation im Muldesystem*. 1999. – Schlussbericht zu den BMBF-Fördervorhaben 02WT9113 und 02WT9114
- [9] BIESOLD, H. ; KINDT, A. ; ETTENHUBER, E.: Untersuchung bergbaulicher Hinterlassenschaften. In: *ATW* 41 (1996), S. 98–102
- [10] BOTHE, M.: *Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz*. Bd. BMU-2004-647: *Quantifizierung der Ingestion von Boden durch Kinder*. Bonn : BMU, 2004
- [11] BOTSCH, W.: *Untersuchungen zur Strahlenexposition von einwohnern kontaminierter Ortschaften der nördlichen Ukraine*. Hannover, Universität Hannover, Dissertation, 2000

- [12] BOURDON, B. ; TURNER, S. ; HENDERSON, G.M. ; LUNDSTROM, C.C.: Introduction to U-series Geochemistry. In: *Reviews in Mineralogy and Geochemistry* 52 (2003), S. 1–21. – URL <http://www.earth.ox.ac.uk/~gideonh/publications/intro.html>
- [13] BRONSTEIN, I.N. ; SEMENDJAJEW, K.A. ; MUSIOL, G. ; MUEHLIG, H.: *Taschenbuch der Mathematik*. 5, überarbeitete und erweiterte Auflage. Thun und Frankfurt am Main : Harri Deutsch, 2000
- [14] BROWN, J. ; SIMMONDS, J.R.: *FARMLAND – A Dynamic Model for the Transfer of Radionuclides through Terrestrial Foodchains*. National Radiological Protection Board: NRPB-R273. 1995
- [15] BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE: *Konzept GW-Monitoring Maili Suu, Kirgistan*. – Stand 26.05.2006
- [16] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.): *Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung — Jahresbericht 2002*. Bonn : BMU, 2002
- [17] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.): *Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung — Jahresbericht 2005*. Bonn : BMU, Dezember 2006
- [18] WISMUT GMBH (Hrsg.): *Chronik der Wismut*. Chemnitz : Wismut GmbH, 2002
- [19] CHALUPNIK, S.: Theoretical study of radium behaviour in aquifers. In: *Naturally occurring radioactive materials (NORM IV)*. Wien, Oktober 2005, S. 67–78
- [20] CURRIE, L. A.: Limits for Qualitative Detection and Quantitative Determination - Application to Radiochemistry. In: *Analytical Chemistry* 40 (1968), Nr. 3, S. 568–593
- [21] DEBERTIN, K.: Grundlagen der Gamma-Spektrometrie mit Halbleiterdetektoren. In: BMU (Hrsg.): *Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen – Loseblattsammlung*. München : Elsevier, 2006
- [22] DEBERTIN, K. ; SCHÖTZIG, U.: *Bedeutung von Summationskorrekturen bei der Gammastrahlen-Spektrometrie mit Germaniumdetektoren*. Physikalisch-Technische Bundesanstalt, 1990
- [23] DIN 25482-10: *Nachweisgrenze und Erkennungsgrenze bei Kernstrahlungsmessungen - Teil 10: Allgemeine Anwendungen*. Berlin : Beuth Verlag, 2000
- [24] DÖRING, J.: *Protokoll: Vergleichsmessungen von ODL-Geräten*. Bundesamt für Strahlenschutz. Juni 2006
- [25] DUSHE, C. ; BEIER, E. ; GEHRCKE, K. ; HENZE, G. ; KÜMMEL, M. ; MÜLLER, S. ; RESKE, O. ; SAWALLISCH, S. ; WICHTEREY, K.: *Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten - Abschlussbericht zur Verdachtsfläche Lengsfeld (VF 09)*. Bundesamt für Strahlenschutz, März 2002

- [26] EHLKEN, S. ; KIRCHNER, G.: Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: a review. In: *Journal of Environmental Radioactivity* 58 (2002), Nr. 2–3, S. 97–112
- [27] ETTENHUBER, E. ; GEHRKE, K.: *Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten - Abschlussbericht*. Bundesamt für Strahlenschutz, 2001
- [28] EU-TRINKWASSERRICHTLINIE: *Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 3. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch*. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 330. November 1998
- [29] EURATOM-GRUNDNORMEN: *Richtlinie 96/29/EURATOM des Rates der Europäischen Union vom 13. Mai 1996 zur Festlegung der grundlegenden Sicherheitsnormen für den Schutz der Gesundheit der Arbeitskräfte und der Bevölkerung gegen die Gefahren durch ionisierende Strahlungen*. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 159. Juni 1996
- [30] FEIGE, S.: *Radionuklid-Kontamination von Wässern, Sedimenten und Böden durch den Steinkohle- und Braunkohlebergbau*. Essen, Universität Gesamthochschule Essen, Diplomarbeit, April 1997
- [31] FEUERBORN, J. ; KNÖCHEL, A. ; MILLER, F. ; MICHEL, R. ; RITZEL, S. ; WANKE, C.: Schadstoffuntersuchungen nach dem Hochwasser vom August 2002 – Ermittlung der Gefährdungspotentiale an Elbe und Mulde / Universität Hamburg und Universität Hannover. Hamburg, Hannover, März 2004. – Abschlussbericht zum Arbeitspaket 3.9 „Verlagerung natürlicher Radionuklide“
- [32] FRINDIK, O. ; HEILGEIST, M. ; KALUS, W. ; SCHELENZ, R.: Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in Lebensmitteln (Getreide, Fleisch, Gemüse, Obst, sonstige Einzellbensmittel, fertig zubereitete Lebensmittel, Gesamt- und Babynahrung). In: BMU (Hrsg.): *Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen – Loseblattsammlung*. München : Elsevier, 2006
- [33] FRITSCH, E.: *Detaillierte radiologische Messungen an ausgewählten Standorten der Gemarkung Lengenfeld/Vogtland*. C&E Consulting und Engineering GmbH. November 2001
- [34] GATZWEILER, R.: Lagerstätten und produktionsbedingte Umweltauswirkungen des Uranerzbergbaus im globalen Maßstab. In: SIEHL, A. (Hrsg.): *Umweltradioaktivität*. Berlin : Ernst und Sohn, 1996, Kap. Die terrestrische Strahlung durch natürlich radioaktive Elemente in Gesteinen und Böden, S. 97–113
- [35] GEIBERT, W.: *Actinium-227 als Tracer für Advektion und Mischung in der Tiefsee*, Universität Bremen, Dissertation, 2000
- [36] GELLER, W. (Hrsg.) ; OCKENFELD, K. (Hrsg.) ; BÖHME, M. (Hrsg.) ; KNÖCHEL, A. (Hrsg.): *Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002*. Magdeburg : UFZ – Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Juni 2002. – Endbericht des Ad-hoc-Projektes „Schadstoff-

funtersuchungen nach dem Hochwasser vom August 2002 – Ermittlung der Gefährdungspotentiale an Elbe und Mulde“

- [37] GELLERMANN, R. ; HABERLAU, U. ; HAHN, M. ; BEETZ, J.: Prüfwerte für die Beurteilung der Grundwassergefährdung durch radioaktive Bodenkontaminationen. In: *altlasten spektrum* 6 (2002), S. 294–302
- [38] GELLERMANN, R. ; MICHEL, R. ; WIEGAND, J. ; MÜLLER, W.-U.: *Radiologische Bewertung der Grubenwässer-Einleitungen des Steinkohlebergbaus im Bereich Fossa Eugenia*. Kamp-Lintfort : Linksniederrheinische Entwässerungs-Genossenschaft, 2006. – Abschlussbericht
- [39] GELLERMANN, R. ; MICHEL, R. ; WIEGAND, J. ; MÜLLER, W.-U.: *Radiologische Bewertung der Grubenwässer-Einleitungen des Steinkohlebergbaus im Bereich Fossa Eugenia - Kurzfassung des abschlussberichtes*. Kamp-Lintfort : Linksniederrheinische Entwässerungs-Genossenschaft (LINEG), 2006
- [40] GESELLSCHAFT FÜR ANLAGEN UND REAKTORSICHERHEIT MBH ; BEAK CONSULTANTS GMBH: *Radionuklidbelastung von Sedimenten und Auenböden - Datenerfassung, Erstausswertung, Ergebnisdarstellung*. April 1996
- [41] GEWEHR, K. ; FISCHER, P.: *Datenbank zum Altlastenkataster (A.LAS.KA)*. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit mbH, Bundesamt für Strahlenschutz. Februar 2001
- [42] GRUBBS, F.E.: Procedures for detecting outlying observations in samples. In: *Technometrics* 11 (1969), S. 1–21
- [43] HANDL, J. ; BELTZ, D. ; BOTSCH, W. ; HARB, S. ; R. MICHEL, D. J. nad ; ROMANTSCHUK, L.D.: Evaluation of radioactive exposure from ¹³⁷Cs in contaminated areas of Northern Ukraine. In: *Health Physics* 84 (2003), Nr. 4, S. 502–517
- [44] HARB, S. R. M.: *On the human radiation exposure as derived from the analysis of natural and man-made radionuclides in soils*. Hannover, Universität Hannover, Dissertation, 2004
- [45] HOHMANN, E.: *Radiologische Modellierung der Ablagerung von Rückständen auf Bergehalden*, Universität Hannover, Diplomarbeit, 2004
- [46] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIATION PROTECTION (Hrsg.): *Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides Part 5, Age-dependent doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 2*. Elsevier, 1994 (Annals of the ICRP Vol. 23/3–4). – ICRP Publication 67
- [47] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIATION PROTECTION (Hrsg.): *Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides Part 5, Compilation of Ingestion and Inhalation Coefficients*. Elsevier, 1996 (Annals of the ICRP Vol. 26/1). – ICRP Publication 72
- [48] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION (ICRP) (Hrsg.): *The 1990 Recommendations of the International commission on Radiological Protection*. Elsevier, 1990 (Annals of the ICRP Vol. 21/1–3). – ICRP Publication 60

- [49] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION (ICRP) (Hrsg.): *The 2007 Recommendations of the International commission on Radiological Protection*. Elsevier, 2007 (Annals of the ICRP Vol. 37/2–4). – ICRP Publication 103
- [50] INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDISATION: *Guide to the expression of uncertainty in measurement – corrected and reprinted*. Genf : ISO, 1995
- [51] INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDISATION: *Guide to the expression of uncertainty in measurement – Supplement 1: Propagation of distributions using a Monte Carlo Method*. Genf : ISO, 2006
- [52] JOHANSSON, L.: *Persönliche Mitteilung*
- [53] JOHANSSON, L.: *Radioaktive Ungleichgewichte in wässrigen Umweltproben*, Leibniz Universität Hannover, Dissertation, 2008. – in Vorbereitung
- [54] JUNG, H. G.: Midterm report on the project Reduction of Dangers by Uranium-Mining Waste Sites in Mailuuusuu, Kyrgyz Republic / Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Hannover, Juni 2007 (05-2321/2). – Forschungsbericht. BMZ Projekt Nr. 2005.2004.9
- [55] KANISCH, G. ; KRÜGER, A.: Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in Fisch und Fischerzeugnissen. In: BMU (Hrsg.): *Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen – Loseblattsammlung*. München : Elsevier, 2006
- [56] KEMSKI, J. ; KLINGEL, R. ; SIEHL, A.: Die terrestrische Strahlung durch natürliche radioaktive Elemente in Gesteinen und Böden. In: SIEHL, A. (Hrsg.): *Umweltradioaktivität*. Berlin : Ernst und Sohn, 1996, Kap. Die terrestrische Strahlung durch natürlich radioaktive Elemente in Gesteinen und Böden, S. 69–96
- [57] KIRCHNER, G. ; KÜMMEL, M.: Realistische Ermittlung der natürlichen Strahlenexposition in Deutschland. In: BMU (Hrsg.): *Realistische Ermittlung der Strahlenexposition*. München, Jena : Urban & Fischer, 2003, S. 45–60. – Klausurtagung des Ausschusses "Radioökologie" der Strahlenschutzkommission am 25./26. November 2003
- [58] KLÖS, H. ; SCHOCH, C.: Untersuchung radiumhaltiger Grubenwässer im Lippeeinzugsbereich vor Inbetriebnahme des THTR-300-Kernkraftwerks Schmehhausen. In: *Fachgespräch - Überwachung der Umweltradioaktivität*. Karlsruhe, 1979, S. 24–33
- [59] KLÖS, H. ; SCHOCH, C.: Altersklassierung von Gewässersedimenten. In: *Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie* 5 (1993), Nr. 5, S. 253–258
- [60] KLÖS, H. ; SCHOCH, C.: Einfache Methoden zur Altersdatierung limnischer Sedimente. In: *Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie* 5 (1993), Nr. 1, S. 2–6
- [61] KNOLL, G. F.: *Radiation Detection and Measurement*. New York : John Wiley & Sons, Inc., 1999. – Third Edition

- [62] KOLB, W.: Nulleffekt-Linien bei der Gamma-Spektrometrie mit Germanium-Detektoren. In: BMU (Hrsg.): *Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen – Loseblattsammlung*. München : Elsevier, 2006
- [63] LANDFERMANN, H.-H.: Rechtliche Anforderungen und Überlegungen an die Realitätsnähe der Ermittlung von Strahlenexpositionen. In: BMU (Hrsg.): *Realistische Ermittlung der Strahlenexposition*. München, Jena : Urban & Fischer, 2003, S. 41–44. – Klausurtagung des Ausschusses "Radioökologie" der Strahlenschutzkommission am 25./26. November 2003
- [64] LANGMUIR, D. ; RIESE, A.C.: The thermodynamic properties of radium. In: *Geochimica et Cosmochimica Acta* 49 (1985), S. 1593–1601
- [65] LEOPOLD, K. ; MICHALIK, B. ; WIEGAND, J.: Availability of radium isotopes and heavy metals from scales and tailings of Polish hard coal mining. In: *Journal of Environmental Radioactivity* 94 (2007), S. 137–150
- [66] LIESER, K.H.: *Einführung in die Kernchemie*. 3. Auflage. Weinheim : VCH Verlagsgesellschaft mbH, 1991
- [67] LIESER, K.H.: Radionuclides in the Geosphere: Sources, Mobility, Reactions in Natural Waters and Interactions with Solids. In: *Radiochimica Acta* 70/71 (1995), S. 355–375
- [68] LIMPET, E. ; STAHEL, W. A. ; ABBT, M.: Log-normal Distributions across the Sciences: Keys and Clues. In: *BioScience* 51 (2001), Nr. 5, S. 341–352
- [69] MICHALIK, B. ; CHALUPNIK, S. ; SKUBACZ, K. ; WYSOCKA, M. ; MIELNOW, A.: Contamination of settling ponds of coal mines caused by natural radionuclides. In: *Technologically enhanced natural radiation (TENR II)* Bd. IAEA-TECDOC-1271. Wien, Februar 2002, S. 107–111
- [70] MICHEL, R.: Environmental Radioactivity Measuring Methods. In: BRÉCHINGNAC, F. (Hrsg.) ; HOWARD, B.J. (Hrsg.): *Radioactive Pollutants – Impact on the Environment*. Les Ulis : EDP Sciences, September 2001, S. 27–62
- [71] MICHEL, R.: Was ist und wofür braucht man die realistische Ermittlung der Strahlenexposition? In: BMU (Hrsg.): *Realistische Ermittlung der Strahlenexposition*. München, Jena : Urban & Fischer, 2003, S. 1–40. – Klausurtagung des Ausschusses "Radioökologie" der Strahlenschutzkommission am 25./26. November 2003
- [72] MICHEL, R. ; FEUERBORN, J. ; KNÖCHEL, A. ; MILLER, F. ; RITZEL, S. ; TREUTLER, H.C. ; VON TÜMPLING, W. ; WANKE, C.: Radionuclides in the Mulde river system after the August-2002 flood. In: *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 33 (2005), Nr. 5, S. 492–506
- [73] MICHEL, R. ; KIRCHHOFF, K.: *Nachweis-, Erkennungs- und Vertrauensgrenzen bei Kernstrahlungsmessungen*. Köln : TÜV Verlag GmbH, 1999 (Fachverband für Strahlenschutz e.V, Fortschritte im Strahlenschutz)

- [74] MICHEL, R. ; RITZEL, S. ; VAHLBRUCH, J.-W.: Konservativitäten bei der Berechnung von Expositionen durch natürliche Radionuklide und Wege für realistische Modelle. In: ETTENHUBER, E. (Hrsg.) ; GIESSING, R. (Hrsg.) ; BEIER, E. (Hrsg.) ; BAYER, A. (Hrsg.): *Strahlenschutzaspekte bei natürlicher Radioaktivität*. Köln : TÜV Media GmbH, 2006, S. 3–34
- [75] MÜLLER, H. ; PRÖHL, G.: ECOSYS-87: A dynamic model for assessing radiological consequences of nuclear accidents. In: *Health Physics* 64 (1993), Nr. 3, S. 232–252
- [76] MUNDSCHEK, H.: Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in Sediment. In: BMU (Hrsg.): *Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen – Loseblattsammlung*. München : Elsevier, 2006
- [77] NIESEL-LESSETHIN, B. ; RUHR-STICKSTOFF AKTIENGESELLSCHAFT (Hrsg.): *Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau*. 10., überarbeitete Auflage. Bochum : Verlagsunion Agrar, 1985
- [78] ÖNORM S 5255-1: *Messunsicherheiten und Grenzwerte im Strahlenschutz; Teil 1: Grundlagen*. 2001
- [79] ÖNORM S 5255-2: *Messunsicherheiten und Grenzwerte im Strahlenschutz; Teil 2: Beurteilung von Messungen im Hinblick auf Grenzwerte (Entwurf)*. 2002
- [80] OBRIGKAT, D. ; VIERTEL, H. ; GUTTMANN, A. ; SCHMIDT, K. ; WINTERFELD, I.: *Bestimmung des Radionuklidgehaltes im Wasser — Ringversuch 1/2004*. Bd. SW 2-3/2005. Berlin : Bundesamt für Strahlenschutz, März 2005
- [81] OBRIGKAT, D. ; VIERTEL, H. ; GUTTMANN, A. ; SCHMIDT, K. ; WINTERFELD, I.: *Bestimmung des Radionuklidgehaltes im Wasser — Ringversuch 1/2005*. Bd. SW 2-9/2006. Berlin : Bundesamt für Strahlenschutz, März 2006
- [82] OBRIGKAT, D. ; VIERTEL, H. ; GUTTMANN, A. ; SCHMIDT, K. ; WINTERFELD, I.: *Bestimmung des Radionuklidgehaltes im Wasser — Ringversuch 1/2006*. Bd. SW 2-3/2007. Berlin : Bundesamt für Strahlenschutz, März 2007
- [83] PFENNIG, G. ; KLEWE-NEBENIUS, H. ; SEELMANN-EGGEBERT, W.: *Karlsruher Nuklidkarte*. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH. Dezember 1998
- [84] PRECHT, M. ; KRAFT, R.: *Angewandte Statistik*. 1998
- [85] PRÖHL, G.: Konservativitäten bei der Berechnung von Expositionen durch natürliche Radionuklide und Wege für realistische Modelle. In: ETTENHUBER, E. (Hrsg.) ; GIESSING, R. (Hrsg.) ; BEIER, E. (Hrsg.) ; BAYER, A. (Hrsg.): *Strahlenschutzaspekte bei natürlicher Radioaktivität*. Köln : TÜV Media GmbH, 2006, S. 343–352
- [86] RÖHNSCH, W.: Radioaktive Umweltkontamination durch den Bergbau in Deutschland. In: SIEHL, A. (Hrsg.): *Umweltradioaktivität*. Berlin : Ernst und Sohn, 1996, Kap. Die terrestrische Strahlung durch natürlich radioaktive Elemente in Gesteinen und Böden, S. 97–113

- [87] RITZEL, S.: *Gegenüberstellung und Optimierung von Verfahren zur gammaspektrometrischen Bestimmung von PB-210 in Umweltproben*, Universität Marburg, Diplomarbeit, 2002
- [88] RITZEL, S.: *Natürliche Radionuklide in der Umwelt - Vorkommen, anthropogene Einflüsse und radiologische Relevanz in ausgewählten Bergbaugebieten Deutschlands*, Leibniz Universität Hannover, Dissertation, 2008. – in Vorbereitung
- [89] ROYSTON, J.P.: An extension of Shapiro and Wilk's W Test for Normality to large samples. In: *Appl. Statist.* 31 (1982), S. 115–124
- [90] SAITO, K. ; PETOUSSI-HENSS, N. ; ZANKL, M.: Calculation of the effective dose and its variation from environmental gamma rays. In: *Health Physics* 74 (1998), Nr. 6, S. 698–706
- [91] SCHABRONATH, J.: *Mitteilung*. September 2004
- [92] SCHKADE, U.-K. ; ARNOLD, D. ; DÖRING, J. ; HARTMANN, M. ; WERSHOFEN, H.: *Gammaspektrometrische Bestimmung der spezifischen Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Umweltproben — 7. Vergleichsanalyse „Boden 2006“*. Berlin : Bundesamt für Strahlenschutz, Dezember 2006 (Schriften)
- [93] SCHKADE, U.-K. ; NAUMANN, M. ; WIECHEN, A.: *Gammaspektrometrische Bestimmung ausgewählter natürlicher Radionuklide*. In: BMU (Hrsg.): *Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen – Loseblattsammlung*. München : Elsevier, 2006
- [94] SCHMID, S.: *Untersuchungen zur Radionuklidbelastung von Oberflächenwässern, Sedimenten und Böden als Folge des Steinkohlebergbaus im Ruhr-Revier*, Universität Essen, Dissertation, Februar 2001
- [95] SCHMITZER, C. ; GRÜN, K. ; STEURER, A.: Messunsicherheiten im Strahlenschutz. In: MICHEL, Rolf (Hrsg.) ; TÄSCHNER, Michael (Hrsg.) ; BAYER, Anton (Hrsg.): *Praxis des Strahlenschutzes: -Messen, Modellieren, Dokumentieren-*. Köln : TÜV-Verlag, 2002, S. 141–148
- [96] SCHWEER, G.: *Aktivitätsmessungen an Sedimenten des Ruhrgebietes in Hinblick auf deren Datierung*, Fachhochschule Aachen, Diplomarbeit, 1995
- [97] SHAKHASHIRO, A. ; SANSONE, U. ; TRINKL, A. ; MAKAREWICZ, M. ; C.K. KIM, C. Y. nad ; KIS-BENEDEK, G. ; BENESCH, T. ; SCHOM, R.: *Report on the IAEA-CU-2006-03 world-wide open proficiency test on the determination of gamma emitting radionuclides*. Mai 2007. – IAEA/AL/171
- [98] SHAPIRO, S.S. ; WILK, M.B.: An analysis of variance test for normality. In: *Biometrika* 52 (1965), S. 591–611
- [99] SHAW, S. ; GREEN, N.: *The Availability of Soil-Associated Radionuclides for Uptake after Inadvertent Ingestion by Humans / National Radiological Protection Board (NRPB)*. Juni 2002 (NRPB-W17). – Forschungsbericht

- [100] SHEPPARD, S. C.: Geophagy: who eats soil and where do possible contaminants go? In: *Environmental Geology* 33 (1998), Nr. 2/3, S. 109–114
- [101] SIEHL, A.: Grundlagen und geowissenschaftliche Aspekte der natürlichen Radioaktivität. In: SIEHL, A. (Hrsg.): *Umweltradioaktivität*. Berlin : Ernst und Sohn, 1996, Kap. Grundlagen und geowissenschaftliche Aspekte der natürlichen Radioaktivität, S. 1–30
- [102] STEWART, A. ; BRUDENELL, A. ; COLLINS, C.: Deposition of gaseous radionuclides to fruit. In: *Journal of Environmental Radioactivity* 52 (2001), Nr. 2–3, S. 175–189
- [103] STRAHLENSCHUTZKOMMISSION: *Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition durch Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen Bergbau: Teil Radon)*. – Entwurf, Stand 30.07.1999
- [104] STRAHLENSCHUTZKOMMISSION ; BMU (Hrsg.): *Die Strahlenexposition durch den Bergbau in Sachsen und Thüringen und deren Bewertung*. Gustav Fischer Verlag, 1990. – Klausurtagung der Strahlenschutzkommission 7.–9. November 1990
- [105] STRAHLENSCHUTZKOMMISSION ; BMU (Hrsg.): *Die Strahlenexposition durch den Bergbau in Sachsen und Thüringen und deren Bewertung*. Gustav Fischer Verlag, 1992. – Empfehlungen der Strahlenschutzkommission mit Erläuterungen
- [106] STRAHLENSCHUTZKOMMISSION ; BMU (Hrsg.): *Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen-Bergbau)*. 1999. – Verabschiedet in der 155. Sitzung der SSK am 02./03.07.1998, durch BMU und BfS überarbeitete Fassung, Stand 30.07.1999
- [107] STRAHLENSCHUTZKOMMISSION: *Grundsätze und Methoden zur Berücksichtigung von statistischen Unsicherheiten für die Ermittlung repräsentativer Werte der spezifischen Aktivität von Rückständen*. Empfehlung der Strahlenschutzkommission. Dezember 2004. – Verabschiedet in der 197. Sitzung der Strahlenschutzkommission am 16./17. Dezember 2004
- [108] STRAHLENSCHUTZKOMMISSION ; BMU (Hrsg.): *Berechnungsgrundlage für die Ermittlung von Körperdosen bei äußerer Exposition*. H. Hoffmann GmbH Fachbuchverlag, 2006
- [109] STRAHLENSCHUTZKOMMISSION: *Entwurf der Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen-Bergbau)*. Bonn, 2006. – Stand 13.11.2006
- [110] STRLSCHV: *Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung)*. Bundesgesetzblatt Teil I Nr. 38, S. 1714 ff. Juli 2001. – Zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 12. August 2005 (BGBl. I S. 2365) und durch Artikel 2 des Gesetzes vom 1. September 2005 (BGBl. I S. 2618)
- [111] TÜV SÜDDEUTSCHLAND ; BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.): *Erfassung und radiologische Bewertung von Hinterlassenschaften mit NORM-Materialien aus früheren Tätigkeiten und Arbeiten einschließlich der modellhaften*

Untersuchung branchentypischer Rückstände - Teil 3a: Bergbauliche Hinterlassenschaften der Steinkohle-Gewinnung. Bd. BMU-2007-695. Bonn : BMU, 2007

- [112] TÜV SÜDDEUTSCHLAND ; BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.): *Erfassung und radiologische Bewertung von Hinterlassenschaften mit NORM-Materialien aus früheren Tätigkeiten und Arbeiten einschließlich der modellhaften Untersuchung branchentypischer Rückstände - Teil 3a: Bergbauliche Hinterlassenschaften der Steinkohle-Gewinnung.* Bd. BMU-2007-695. Bonn : BMU, 2007
- [113] UKRAINIAN SCIENTIFIC RESEARCH INSTITUTE OF AGRICULTURAL RADIOECOLOGY: *To develop and to approve ways of rational use of territory of exclusion zone and recommendation of improving of its radiation situation.* Kiew, Report by contract 8/27-1991-1992. 1992
- [114] UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION (Hrsg.): *Sources and Effects of Ionizing Radiation — UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with scientific annexes.* United Nations Publications, 2000. – url: www.unscear.org
- [115] VAHLBRUCH, J.-W.: *Über den Transfer von natürlichen Radionukliden in terrestrischen Ökosystemen und die realistische Modellierung der natürlichen Strahlenexposition in Norddeutschland,* Universität Hannover, Dissertation, 2004
- [116] VAHLBRUCH, J.-W. ; SACHSE, R. ; HARB, S. ; JAKOB, D. ; MICHEL, R. ; MÜLLER, W.-U. ; SCHABRONATH, J. ; DÜPUTELL, D.: *Untersuchungen zur Strahlenexposition durch natürliche Radionuklide aus dem Steinkohlebergbau in der Vorflut.* In: MICHEL, Rolf (Hrsg.) ; TÄSCHNER, Michael (Hrsg.) ; BAYER, Anton (Hrsg.): *Praxis des Strahlenschutzes: -Messen, Modellieren, Dokumentieren-.* Köln : TÜV-Verlag, 2002, S. 227–234
- [117] VANDENHOVE, H. ; QUARCH, H. ; CLERC, J.J. ; LEJEUNE, J.M. ; SWEECK, L. ; SILLEN, X. ; MALLANTS, D. ; ZEEVAERT, T.: *Final Report in Frame of EC-TACIS Project No. SCRE1/No38: Remediation of Uranium Mining and Milling Tailing in Mailuu-Suu District of Kyrgyzstan.* Mol, Belgien : SCK•CEN, 2003. – Final Report - Draft Version
- [118] VANDENHOVE, H. ; SWEECK, L. ; MALLANTS, D. ; VANMARCKE, H. ; AITKULOV, A. ; SADYROV, O. ; SAVOSIN, M. ; TOLONGUTOV, B. ; MIRZACHEV, M. ; CLERC, J.J. ; QUARCH, H. ; AITALIEV, A.: *Assessment of radiation exposure in the uranium mining and milling area of Mailuu Suu, Kyrgyzstan.* In: *Journal of Environmental Radioactivity* 88 (2006), S. 118–139
- [119] VOGT, H.-G. ; SCHULTZ, H.: *Grundzüge des praktischen Strahlenschutzes.* 4. Auflage. München : Carl Hanser Verlag, 2007
- [120] WAGNER, F. ; JUNG, H.-G. ; WANKE, C. ; BUNNENBERG, C. ; MICHEL, R. ; HIMMELSBACH, T.: *Impact of U-mining tailings on water resources in Mailu-Suu (Kyrg).* In: *Geochimica et Cosmochimica Acta* 71 (2007), S. A1078
- [121] WANKE, C.: *Schadstoffbelastung im Mulde- und Elbe-Einzugsgebiet nach dem Augusthochwasser 2002 – Verlagerungen natürlicher Radionuklide,* Universität Hannover, Diplomarbeit, 2004

- [122] WANKE, C. ; RITZEL, S. ; SACHSE, R. ; MICHEL, R.: Radiological evaluation of mine water discharges from hard coal mining in the Fossa Eugenia Area, Germany. In: *Kerntechnik* 73 (2008), S. 101–107
- [123] WEISE, K. ; HÜBEL, K. ; MICHEL, R. ; ROSE, E. ; SCHLÄGER, M. ; SCHRAMMEL, D. ; TÄSCHNER, M.: *Nachweisgrenze und Erkennungsgrenze bei Kernstrahlungsmessungen: Spezielle Anwendungen - Vorschlag für eine Norm*. Köln : TÜV Verlag GmbH, 2004 (Fachverband für Strahlenschutz e.V, Fortschritte im Strahlenschutz)
- [124] WEISE, K. ; HÜBEL, K. ; ROSE, E. ; SCHLÄGER, M. ; SCHRAMMEL, D. ; TÄSCHNER, M. ; MICHEL, R.: Bayesian Decision Threshold, Detection Limit and Confidence Limits in Ionising-Radiation Measurement. In: *Radiation Protection Dosimetry* 121 (2006), Nr. 1, S. 52–63
- [125] WELTGESUNDHEITSORGANISATION (WHO) (Hrsg.): *Guidelines for drinking-water quality*. Genf : Weltgesundheitsorganisation, 2006
- [126] WESTMEIER, W.: Background Subtraction in Ge(Li) Gamma-Ray Spectra. In: *Nuclear Instruments and Methods* 180 (1981), S. 205–210
- [127] WHICKER, F.W. ; KIRCHNER, T.B.: PATHWAY: a dynamic food-chain model to predict radionuclide ingestion after fallout deposition. In: *Health Physics* 52 (1987), Nr. 6, S. 717–737
- [128] WHICKER, F.W. ; KIRCHNER, T.B. ; BRESHEARS, D.D. ; OTIS, M.D.: Estimation of radionuclide ingestion: the "PATHWAY" food-chain model. In: *Health Physics* 59 (1990), Nr. 5, S. 645–657
- [129] WIECHEN, A.: Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in Boden. In: BMU (Hrsg.): *Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen – Loseblattsammlung*. München : Elsevier, 2006
- [130] WIECHEN, A.: Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in Futtermitteln und Futtermittelrohstoffen. In: BMU (Hrsg.): *Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen – Loseblattsammlung*. München : Elsevier, 2006
- [131] WIEGAND, J. ; FEIGE, S.: Origin of radium in high-mineralised waters. In: *Technologically enhanced natural radiation (TENR II)* Bd. IAEA-TECDOC-1271. Wien, Februar 2002, S. 107–111
- [132] WILL, W. ; MIELCAREK, J. ; SCHKADE, U.-K.: *Ortsdosisleistung der terrestrischen Gammastrahlung in ausgewählten Regionen Deutschlands*. Bd. BfS-SW-01/03. Salzgitter : Bundesamt für Strahlenschutz, Juni 2003
- [133] WYSOCKA, M. ; CHALUPNIK, S. ; MICHALIK, B. ; SKOWRONEK, J. ; SKUBACZ, K.: Environmental impact of coal mining on the natural environment in Poland. In: *Technologically enhanced natural radiation (TENR II)* Bd. IAEA-TECDOC-1271. Wien, Februar 2002, S. 107–111

Literaturverzeichnis

- [134] YASUDA, H. ; UCHIDA, S.: Statistical Analyses of Soil-to-Plant Transfer Factors: Strontium and Cesium. In: *Journal of Nuclear Science and Technology* 31 (1994), Nr. 12, S. 1308–1313

Abkürzungsverzeichnis

AVV	Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu §47 der Strahlenschutzverordnung
BerGBergbau	Berechnungsgrundlagen Bergbau
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter und Berlin
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover
DSK	RAG Deutsche Steinkohle AG, Essen
HGN	HGN Hydrogeologie GmbH, Nordhausen
HPGe	Hochreines Germanium (oder Detektor daraus)
IAA	Industrielle Absetzanlage
IAEA	Internationale Atomenergie-Behörde (engl. <i>International Atomic Energy Agency</i>), Wien
ICP-MS	Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma
ICRP	International commission on Radiation Protection
ICRU	International Commission on Radiation Units
LINEG	Linksniederrheinische Entwässerungs-Genossenschaft, Kamp-Lintfort
LSC	Flüssigszintillationsspektrometrie (engl. <i>Liquid Scintillation Counting</i>)
MC-Simulationen	Monte-Carlo-Simulationen
NRPB	National Radiological Protection Board, Großbritannien
ODL	Ortsdosisleistung, siehe Kapitel 4.1
PTB	Physikalisch-Technische Bundesanstalt, Braunschweig
SAG/SDAG Wismut	Sowjetisch(-Deutsche) AG Wismut
TACIS	Technical Aid to the Commonwealth of Independent States, Programm der EU zur technischen Unterstützung
UNSCEAR	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
VKTA	Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik, Dresden-Rossendorf
WHO	Weltgesundheitsorganisation
ZSR	Zentrum für Strahlenschutz und Radioökologie der Leibniz Universität Hannover

Abkürzungsverzeichnis

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich allen Personen danken, ohne die die Erstellung dieser Arbeit nicht möglich gewesen wäre.

An erster Stelle möchte ich mich bei Prof. Dr. Rolf Michel für die Themenstellung, seine freundliche Unterstützung und immerwährende Hilfsbereitschaft bedanken. Dr. Ingo Leya danke ich für die freundliche Übernahme des Korreferates.

Dank schulde ich auch allen aktuellen und ehemaligen Mitarbeitern des ZSR. An erster Stelle sind Lena Johansson und Stefan Ritzel zu nennen. Die Zusammenarbeit mit ihnen hat mir immer sehr viel Spaß gemacht. Rüdiger Sachse und Ralf Groffmann danke ich für ihre Hilfe in technischen Fragen, ebenso den Mitarbeitern der Werkstatt Karsten Borchering, Frank Koepke, Hans-Georg Hannibal und Michael Senft. Dr. Dieter Jakob bin ich für das Korrekturlesen dieser Arbeit dankbar. Aber auch bei allen anderen Mitarbeitern des ZSR, die an dieser Stelle nicht namentlich erwähnt sind, möchte ich mich ganz herzlich bedanken.

Für die gute Zusammenarbeit während der Arbeiten zum Projekt an Fossa Eugeniana und Rheinberger Altrhein danke ich Dr. Rainer Gellermann von der HGN Hydrogeologie GmbH und Lothar Steinberg von der LINEG.

Die Untersuchungen zu Mailuusuu wären ohne die Unterstützung von den Mitarbeitern der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Dr. Hagen Jung, Dr. Frank Wagner und Frank Schmidt, und Dr. Artur Meleshyn und Dr. Claus Bunnenberg vom ZSR nicht möglich gewesen.

Nicht zuletzt möchte ich den wichtigsten Menschen, meiner Familie und meiner Freundin Denise Schulz, danken, ohne deren immerwährende Unterstützung dies alles nicht möglich gewesen wäre!

Danksagung

Lebenslauf

Name: Carsten Wanke
Geburtsdatum: 15. Februar 1977
Geburtsort: Stadthagen

1983–1987 *Grundschule Bad Münder*

1987–1989 *Hinrich-Wilhelm-Kopf-Schule Bad Münder*
Orientierungsstufe

1989–1996 *Viktoria-Luise-Gymnasium Hameln*
Abschluss: Allgemeine Hochschulreife

1996–1997 Ersatzdienst als Rettungshelfer im Rettungsdienst
und Krankentransport des Deutschen Roten Kreuzes,
Kreisverband Hameln-Pyrmont

1997–2004 *Studium der Physik*
Universität Hannover
Abschluss: Diplom-Physiker
Gesamtnote: sehr gut
Thema der Diplomarbeit: Schadstoffbelastung im Mulde- und Elbe-
Einzugsgebiet nach dem Auguthochwasser 2002 – Verlagerungen
natürlicher Radionuklide

2004–2008 *Promotionsstudium an der Leibniz Universität Hannover*
Thema: Erhöhte Strahlenexposition der allgemeinen Bevölkerung
durch bergbauliche Aktivitäten

2004–2006 *Weiterbildendes Fernstudium der Medizinischen Physik und Technik*
Fachrichtung Medizinische Strahlenphysik
Technische Universität Kaiserslautern
Abschluss: Zertifikat
Gesamtnote: gut (1,6)

Lebenslauf

Wissenschaftliche Publikationen

- A. Knöchel, R. Michel, S. Ritzel, C. Wanke: Verlagerungen natürlicher Radionuklide im Muldesystem als Folge des Auguthochwassers. Tagungsband BMBF Statusseminar „Schadstoffbelastungen im Mulde- und Elbe-Einzugsgebiet nach dem Auguthochwasser 2002“, Freiberg, 27.–29.08.2003, S. 92–95
- A. Knöchel, J. Feuerborn, F. Miller, R. Michel, S. Ritzel, C. Wanke: Verlagerung natürlicher Radionuklide. In: W. Geller, K. Ockenfeld, M. Böhme, A. Knöchel (Hrsg.): Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. Endbericht des Ad-hoc-Projekts „Schadstoffuntersuchungen nach dem Hochwasser vom August 2002 - Ermittlung der Gefährdungspotentiale an Elbe und Mulde“ (2004) ISBN: 3-00-013615-0, <http://www.ufz.de/data/HWEnd1333.pdf>, S. 183–205
- R. Michel, J. Feuerborn, A. Knöchel, F. Miller, S. Ritzel, H.-C. Treutler, W. von Tümpling, C. Wanke: Radionuclides in the Mulde River System after the August-2002 flood. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 33 (5) (2005), S. 492–506
- R. Gellermann, R. Michel, W.-U. Müller, J. Wiegand, T. Gindrig, P. Janssen, S. Kautz, D. Kehr, U. Kraus, K. Leopold, T. Litschke, A. Müller, K. Nickstadt, S. Ritzel, J. Rosenbaum-Mertens, R. Sachse, C. Wanke, S. Werr: Radiologische Bewertung der Grubenwasser-Einleitungen des Steinkohlebergbaus im Bereich Fossa Eugeniana. Abschlussbericht sowie Kurzfassung des Abschlussberichtes. LINEG, Kamp Lintfort (2006)
- S. Ritzel, C. Wanke, R. Michel: Verlagerung natürlicher Radionuklide im Muldesystem und in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus. In: E. Ettenhuber et. al. (Hrsg.): Strahlenschutzaspekte bei natürlicher Radioaktivität, Tagungsband der 38. Jahrestagung des Fachverbands für Strahlenschutz e.V., Dresden, 18. bis 22. September 2006, TÜV Media GmbH, Köln (2006), S. 283–290
- C. Wanke, S. Ritzel, R. Sachse, R. Michel: Radiologische Bewertung der Grubenwasser-Einleitungen des Steinkohlebergbaus im Bereich Fossa Eugeniana. In: E. Ettenhuber et. al. (Hrsg.): Strahlenschutzaspekte bei natürlicher Radioaktivität, Tagungsband der 38. Jahrestagung des Fachverbands für Strahlenschutz e.V., Dresden, 18. bis 22. September 2006, TÜV Media GmbH, Köln (2006), S. 275–282
- F. Wagner, H. G. Jung, C. Wanke, C. Bunnenberg, R. Michel, T. Himmelsbach: Impact of U-mining tailings on water resources in Mailuu-Suu (Kyrg). In: *Geochimica et Cosmochimica Acta* 71 (2007), S. A1078

Wissenschaftliche Publikationen

- C. Wanke, S. Ritzel, R. Sachse, R. Michel: Radiological Evaluation of Mine Water Discharges from Hard Coal Mining in the Fossa Eugeniana Area, Germany. Kerntechnik 73 (2008), S. 101–107